

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

LUANA FERREIRA RODRIGUES

EFEITOS DE DESLIZAMENTOS DE ENCOSTA SOBRE A DIVERSIDADE
FUNCIONAL DO ESTRATO REGENERANTE DA FLORESTA ATLÂNTICA

CURITIBA
2014

LUANA FERREIRA RODRIGUES

EFEITOS DE DESLIZAMENTOS DE ENCOSTA SOBRE A DIVERSIDADE
FUNCIONAL DA FLORESTA ATLÂNTICA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Márcia Cristina Mendes Marques.

Co-orientador: Prof.Dr. Pedro Cavalin

CURITIBA
2014

Catálogo na publicação
Vivian Castro Ockner – CRB 9ª/1697
Biblioteca de Ciências Humanas e Educação - UFPR

Rodrigues, Luana Ferreira

Efeitos de deslizamentos de encostas sobre a diversidade funcional do estrato regenerante da Floresta Atlântica / Luana Ferreira Rodrigues. – Curitiba, 2015.

67 f.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Márcia Cristina Mendes Marques

Co-orientador: Prof^o. Dr^o. Pedro Cavalin

Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Setor de Ciências Biológicas,

Universidade Federal do Paraná.

1. Mata Atlântica – Brasil – Curitiba (PR).
 2. Ecologia florestal – ecossistemas – conservação.
 3. Diversidade taxonômica – diversidade funcional – deslizamentos de encostas.
- I. Titulo.

CDD 574.0981



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Luana Ferreira Rodrigues** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão da candidata.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 26 de setembro de 2014.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Pedro Ortman Cavalin
Co-Orientador e Presidente

Profa. Dra. Isabela Galarda Varassin
Membro

Prof. Dr. Alexandre Adalardo de Oliveira
Membro

Visto:

Profª. Dra. Isabela Galarda Varassin
Coordenadora do PPG-ECO

Aos meus pais Narbal e Matilde, que me deram a vida e souberam me dar asas para ir onde meus sonhos voam;

Ao meu amor Pedro, que tanto amo e admiro, sempre esteve incondicionalmente ao meu lado e nunca me deixou desistir de mim mesma;

Ao meu filhote Chiquinho, pedacinho de mim, que me inspira e me faz um ser humano melhor.

AGRADECIMENTOS

Aqui escrevo, finalmente, a parte mais importante da minha dissertação: os agradecimentos. Sem a ajuda de todas essas pessoas, essa dissertação não poderia ser concluída. Gratidão a todos que me ajudaram e perdão àqueles que, por distração minha, não citei aqui.

Inicialmente gostaria de agradecer à minha orientadora professora Márcia Marques, por ter me aceitado como orientada, pelo profissionalismo, pela paciência, pela atenção e principalmente pela compreensão e sensibilidade a respeito dos vários contratempos que surgiram em minha vida durante o mestrado e que acabaram interferindo bastante no meu trabalho.

Ao meu co-orientador, Pedro Cavalin, pela orientação, pela disposição em me ajudar nas análises e principalmente pela paciência infinita em me explicar teorias da ecologia e análises estatísticas.

Ao professor André Padial pela participação valiosa na elaboração e nas análises do projeto.

Aos membros da banca Prof. Isabela Galarda Varassin, Alexandre Adalardo de Oliveira e Jana de Souza por aceitarem fazer parte de minha banca e pela atenção dispensada na avaliação deste trabalho.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, por toda dedicação, responsabilidade e profissionalismo. Aos professores do programa, James, Rosana, Marcio, Maurício, Isabela, Luís, Maria Regina e Valéria por toda a bagagem de ecologia que me acompanhará sempre.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal do Ensino Superior (CAPES), pela bolsa concedida. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo financiamento do Projeto “Efeitos de deslizamentos recorrentes sobre a diversidade das comunidades vegetais da Mata Atlântica” (Processo 475235/2012-6).

Aos colegas e amigos do LEV, "Caróis", "Fers", Dani, Fabiano, Vini, Jana, Marcia, Ricardo," Tiagos" e Vitor, que sempre estiveram dispostos a ajudar e a trocar idéias sobre meu projeto, seja ajudando no uso de algum programa, seja levando o Chico para passear pelo Biológicas ou simplesmente compartilhando comigo as mesmas dificuldades.

A bióloga Mayrine Silva, por ter se disponibilizado prontamente a ir para campo e ter contribuído na coleta e pela ajuda na pesagem e medição dos atributos foliares.

Aos gestores Luiz Faraco, Rodrigo Torres e outros funcionários do Parque Nacional Saint Hilaire / Lange, pela atenção e disponibilidade em ajudar a encontrar áreas de amostragem no interior do parque e fornecimento de informações sobre os deslizamentos ocorridos em 2011.

Aos moradores do entorno e interior do Parque Nacional Saint Hilaire / Lange, Mazo, Daniel e Arlindo, pela atenção, pelo abrigo e pelo fornecimento de informações preciosas sobre o histórico das áreas de deslizamento.

A Victor Palioneti pela disponibilidade em ajudar a encontrar áreas e pelo alojamento da equipe de campo na Capituva.

A Paraná Ambiental, pela disponibilidade de alojamento para o trabalho de campo.

Aos gestores e funcionários da Reserva Natural Salto Morato, em especial ao Eros Amaral Ferreira, pela pronta disponibilidade e pelo apoio logístico durante as fases de campo.

Aos meus grandes amigos Vanessa e Rodolfo, companheiros de projeto e agora da vida. Ter a companhia de vocês e poder compartilhar todas as nossas aventuras durante esse mestrado fez tudo ficar um pouco mais fácil e mais divertido. Agradeço por sempre terem me dado apoio e suporte nas horas em que me ausentei por conta de minha gravidez. E obrigada a Vanessa e principalmente ao Rodolfo pela ajuda essencial nas identificações.

Às minhas amigas Amandinha, Carol e Su, pela companhia, pela alegria, pelo apoio e por todas as nossas conversas e risadas. Conviver com vocês nesse mestrado tornou tudo um pouco mais leve e poder contar com vocês nas horas difíceis foi essencial para seguir em frente.

À Débora Cancela, pela amizade linda, pela paciência, pela compreensão das minhas ausências por conta do mestrado, por ter me dado sermões quando eu estava precisando e por sempre botar fé em mim.

À Barbara Souza, pela companhia divertida, por estar sempre disposta, pelas risadas de sempre e por ter me ajudado intensamente durante toda a minha gravidez e ainda depois, ter me ajudado a cuidar do Chico enquanto trabalhava no laboratório. E obrigada por ter me ajudado nas pesagens das folhas quando eu não conseguia mais ficar sentada e nem de pé por causa da barrigona!

À minha irmã Liege e ao meu cunhado Eduardo, pela companhia e diversão, pela paciência nos dias de fúria e cansaço e por todas as vezes que me ajudaram a cuidar do Chico para eu poder trabalhar na dissertação.

Aos meus avós Isaura, Shizue e Yoshio, pelos ensinamentos valiosos sobre a vida, por me mostrarem o valor das pessoas e da natureza e por sempre serem exemplos de sabedoria, respeito e humildade.

Aos meus pais, Narbal e Matilde, pelo amor, pelo apoio, pela presença, por serem exemplos de integridade e humildade e por sempre darem o melhor de si para eu ser capaz de caminhar com os próprios pés e buscar meus sonhos. Obrigada por acreditarem em mim sempre.

Aos meus pais de coração, Ana e André, pelo carinho, pelas preocupações, pelo apoio, por sempre estarem presentes e por cuidarem de mim como filha.

Ao meu eterno namorado, Pedro, pelo amor, carinho e pelo companheirismo infinito. Você me fez acreditar que eu poderia fazer esse mestrado e eu acho que vou conseguir. Obrigada por me ouvir pacientemente quando precisei falar várias vezes

sobre a mesma coisa, pelo ombro e carinho nos momentos de desânimo e cansada, pelas palavras de motivação verdadeiras e pelos sermões que eu precisei ouvir quando desanimava.

E finalmente ao meu filho Francisco, que com sua existência meiga e doce, fez tudo mudar de eixo e deu um maravilhoso sentido em minha vida. Sua presença em minha vida me inspira a fazer sempre o melhor de mim e torna meus dias sempre repletos de sorrisos.

RESUMO

Encostas são as áreas mais suscetíveis à ocorrência de eventos de movimentos de massa como os deslizamentos, devido à influência preponderante da declividade e de fatores geomorfológicos e climáticos. Esses eventos podem ser intensificados dependendo das atividades antrópicas ou mesmo de aumento no regime de chuvas e potencialmente podem alterar a diversidade das comunidades vegetais em diferentes escalas. Neste trabalho buscamos investigar se os deslizamentos recorrentes afetam a diversidade local (α , *alfa*) e regional (β , *beta*), taxonômica e funcional, das comunidades de plantas lenhosas regenerantes em áreas com e sem histórico de deslizamento em encostas da Floresta Atlântica. Especificamente testamos as seguintes hipóteses: (1) A diversidade α (taxonômica e funcional) deve ser menor em áreas com histórico de deslizamento, quando comparadas às áreas controle; (2) A diversidade β -taxonômica deve ser mais alta em área de deslizamento do que no controle; (3) A diversidade β -funcional deve ser menor nas áreas de deslizamento do que no controle; (4) As espécies que compõem as comunidades em áreas com histórico de deslizamento, deverão ter, em média, folhas menores e mais espessas, com menor área foliar específica (SLA), maior teor de matéria seca (LDMC) e mais pubescentes, quando comparadas às comunidades nas parcelas controle. Nós selecionamos parcelas em duas situações, áreas que apresentaram deslizamentos pretéritos e áreas sem histórico de deslizamentos (controle), em cinco localidades situadas em área de Floresta Atlântica, no estado do Paraná. Em cada área foram delimitadas 5 parcelas (5 x 5 m) para cada situação, nas quais foram amostradas espécies arbóreas (indivíduos com altura entre 30 e 100 cm) e coletadas folhas para medição de atributos funcionais quantitativos e qualitativos. Os resultados mostraram que, em contraste com a diversidade taxonômica, a ocorrência de deslizamentos não afetou a diversidade α -funcional (e a equitatividade funcional), mas aumentou significativamente a diversidade β -funcional. Áreas com histórico de deslizamento apresentaram comunidades com maior proporção de folhas com tricomas, margens não-inteiras, menores conteúdos de matéria seca (LMDC) e maior área por unidade de massa seca (SLA). Possivelmente, a heterogeneidade ambiental existente entre áreas de deslizamento e ao longo do tempo (devido às mudanças sucessionais da comunidade) são os fatores mais importantes para causar divergência funcional e estruturar comunidades vegetais após um deslizamento. Nosso estudo mostrou que, para a região do estudo, as perturbações causadas pelos deslizamentos de encostas são importantes principalmente para o aumento da diversidade funcional regional deste ecossistema altamente diverso.

Palavras – chave: Perturbações, Floresta Atlântica, deslizamentos, diversidade α , diversidade β , diversidade funcional.

ABSTRACT

Slopes areas are more susceptible to the occurrence of events of mass movements such as landslides, due to the predominant influence of slope and geomorphological and climatic factors. These events can be increased depending on the anthropogenic activities or even increase in rainfall patterns and potentially can alter the diversity of plant communities at different scales. This study aims to investigate whether the applicants landslides affect local diversity (α , alpha) and regional (β , beta), taxonomic and functional, communities of regenerating woody plants in areas with and without slip history of the Atlantic Forest slopes. Specifically tested the following hypotheses: (1) The α diversity (taxonomic and functional) should be lower in areas with a history of slip, when compared to control areas; (2) The β -taxonomic diversity should be higher in sliding area than in the control; (3) The β -functional diversity should be lower in the landslide area than in the control; (4) The species composition of communities in areas with a history of slip, should have, on average, smaller and thicker leaves with lower specific leaf area (SLA), higher dry matter content (LDMC) and more pubescent when communities compared to the control plots. We selected plots in two situations, areas that showed past landslides and areas with no history of landslides (control) in five localities in the area of Atlantic Forest in the state of Paraná. In each area were delineated five plots (5 x 5 m) for each situation in which tree species (individuals with height between 30 and 100 cm) were sampled and collected leaves for measuring quantitative and qualitative functional attributes. The results showed that, in contrast to the taxonomic diversity, the occurrence of landslides did not affect the α -functional diversity (and functional evenness) but significantly increased β -functional diversity. Areas with a history of slide show communities with a higher proportion of leaves with trichomes, non-entire margins, lower dry matter content (LMDC) and larger area per unit dry mass (SLA). Possibly existing environmental heterogeneity between the landslide area and over time (due to successional changes in the community) are the most important factors to cause functional divergence and structuring plant communities after a slip. Possibly existing environmental heterogeneity between the landslide area and over time (due to successional changes in the community) are the most important factors to cause functional divergence and structuring plant communities after a landslide. Our study showed that, for the region of study, the disturbance caused by landslides is important primarily to the increase in regional functional diversity of this highly diverse ecosystem.

Key-words: Disturbance, Atlantic Forest, landslides, α diversity, β diversity, functional diversity.

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AF	- Área Foliar
ANOVA	- Análise de Variância
CA	- Capituva
CON	- Controle
DES	- Deslizamento
DL	- Divisão do Limbo
ESP	- Espessura
GL	- Graus de liberdade
LDMC	- <i>Leaf Dry Matter Content</i>
MI	- Morro Inglês
ML	- Margem do Limbo
MPC	- Média Ponderada por Comunidade
NS	- Não significativo
P	- Pubescência
PA	- Perímetro / Área
PCoA	- <i>Principal Coordinates Analysis</i>
QU	- Quintilha
RNSM	- Reserva Natural Salto Morato
RPPN	- Reserva Particular do Patrimônio Natural
SA	- Salto das Andorinhas
SLA	- <i>Specific Leaf Area</i>
SM	- Salto Morato

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Valores médios de altitude (m) e declividade (%) das parcelas sob o efeito de deslizamentos (DES) e controle (CON) para cada localidade amostrada com respectivas coordenadas geográficas.....	35
TABELA 2 - Atributos funcionais foliares utilizados na representação das funções associadas às respostas das plantas às clareiras resultantes de deslizamentos.....	37
TABELA 3 - Efeitos da localidade (MI, CA, SA, SM e QU, Tabela 1) e da condição (áreas com histórico de deslizamento e controle) sobre as médias ponderadas por comunidade (MPC) dos atributos funcionais de folhas das espécies de comunidades de plantas da Floresta Atlântica, sul do Brasil.....	42
TABELA 4 - Efeitos da localidade (MI, CA, SA, SM e QU, Tabela 1) e da condição (áreas com histórico de deslizamento e controle) sobre as médias da diversidade α - taxonômica (H') e diversidade α - funcional (RaoQ), equitatividade funcional e taxonômica em comunidades de plantas da Floresta Atlântica, sul do Brasil.....	43

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

FIGURA 1 - Localidades amostradas, onde foram instaladas parcelas em áreas com histórico de deslizamento (A, C, E, G e I) e controle (B, D, F, H, J): A e B - Morro Inglês, C e D – Reserva Natural Salto Morato, E e F - Salto das Andorinhas, G e H – Quintilha e I e J – Capituva.....	22
---	----

CAPÍTULO 1

FIGURA 1 - Localização das áreas de estudo no litoral do Paraná, sul do Brasil.....	35
FIGURA 2 - Ordenação da composição de espécies (PCoA) para as diferentes localidades (CA, MI, QU, SA, SM), em áreas sob efeito de deslizamento (DES) e controle (CON), na Floresta Atlântica, sul do Brasil.....	40
FIGURA 3 - Ordenação da composição funcional (PCoA) para as diferentes localidades (CA, MI, QU, SA, SM), em áreas sob efeito de deslizamento (DES) e controle (CON), na Floresta Atlântica, sul do Brasil.....	41
FIGURA 4 - Variação da média ponderada por comunidade (MPC) dos valores de atributos foliares funcionais para espécies das comunidades de plantas da Floresta Atlântica, sul do Brasil.....	44
FIGURA 5 - Diversidade α e equitatividade taxonômica (A e B) e funcional (C e D) em diferentes localidades (MI, CA, SA, SM e QU, Tabela 1) e condições (DES, áreas com histórico de deslizamento; CON controle) em comunidades de plantas da Floresta Atlântica, sul do Brasil.....	45
FIGURA 6 - Diversidade β -taxonômica (A e C) e β -funcional (B e D) entre condições (A e B) e localidades (C e D) em comunidades de plantas da Floresta	

Atlântica, sul do Brasil. Condições: CON - controle, DES – deslizamento;
Localidades: CA - Capituva, MI - Morro Inglês, QU - Quintilha, SA - Salto
das Andorinhas, SM - Salto Morato.....46

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	15
1.1. PARTICIONAMENTO DA DIVERSIDADE.....	15
1.2. DIVERSIDADE FUNCIONAL.....	17
1.3. DESLIZAMENTOS DE TERRA COMO DISTÚRBIOS NATURAIS.....	19
1.4. FLORESTA ATLÂNTICA.....	20
2. OBJETIVOS GERAIS.....	21
3. CARACTERIZAÇÃO GERAL DAS ÁREAS DE ESTUDO.....	21
3.1. PARQUE NACIONAL SAINT HILAIRE/LANGE.....	23
3.2 RESERVA NATURAL SALTO MORATO.....	24
3.3 CAPITUVA.....	25
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	26
5. CAPÍTULO 1	30
5.1.RESUMO.....	30
5.2.INTRODUÇÃO.....	31
5.3.MATERIAL E MÉTODOS.....	35
5.4.RESULTADOS.....	41
ABUNDÂNCIA E RIQUEZA TAXONÔMICA.....	41
ATRIBUTOS FUNCIONAIS.....	42
DIVERSIDADES <i>ALFA</i> E <i>BETA</i>	44
5.5. DISCUSSÃO.....	47
5.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53
6. ANEXO.....	61

1. INTRODUÇÃO GERAL

A diversidade biológica é distribuída de forma heterogênea em todo o planeta, sendo que muitas áreas apresentam abundância em variação biológica e outras são praticamente desprovidas de vida (GASTON, 2000). Ela também é denominada como riqueza de espécies e pode ser considerada como a medida da quantidade de espécies observadas ou estimadas em uma área determinada.

Há um interesse crescente em estudos sobre como a variação espacial da diversidade pode ocorrer. Em geral, acredita-se que não há apenas um mecanismo único que explica completamente um dado padrão de diversidade, mas vários, atuando em níveis diversos e balanceados, sujeitos a variações e exceções, resultantes de padrões de heterogeneidade ambiental, onde a distribuição de organismos pode ser determinada pela geração de pressões seletivas distintas (VALLADARES *et al.*, 2007). Esses mecanismos são importantes como ferramentas preditivas de padrões diversificados que moldaram as variações da distribuição de diferentes grupos de organismos e, portanto, a disponibilidade de espécies com atributos diferentes para explorar o ambiente (GASTON, 2000).

Na avaliação da diversidade há a necessidade de procurar variáveis simplificadas para a sua determinação (NOSS, 1999). Não há consenso em relação à mensuração da diversidade e, portanto, vários métodos foram desenvolvidos, o que tornou o tema cada vez mais complexo. Geralmente, os estudos de diversidade estão relacionados aos padrões de variações espaciais e ambientais, sendo que, quanto maior a variação ambiental, maior a diversidade de espécies do ecossistema (MAGURRAN, 1988).

1.1. PARTICIONAMENTO DA DIVERSIDADE

O particionamento da diversidade total de espécies em componentes aditivos entre e dentro de comunidades permite sua medição em diferentes níveis de organização e em diferentes ambientes (CHANDY *et al.*, 2006, CRIST *et al.*, 2006). Também auxilia na compreensão da dimensão ou de escalas críticas para determinar a composição e a persistência de espécies (CHANDY *et al.* 2006). Segundo WHITTAKER (1972), a diversidade pode ser expressa em quatro níveis: diversidade

de genes, de espécies, de povoamento e de ecossistemas e pode ser considerada pelo número (riqueza) de diferentes categorias biológicas e pela abundância relativa (equitatividade) dessas categorias. Também pode ser quantificada em diversidade alfa (α), *beta* (β) e gama (γ) para descrever a diversidade em diferentes escalas, isto é, entre parcelas, dentro de parcelas e no nível de paisagem, respectivamente (WHITTAKER, 1972). A influência da escala sobre a detecção de padrões de diversidade biológica tem motivado uma série de estudos (WHITTAKER 1956; 1972; ROSENZWEIG, 1995; MAGURRAN 2004; LEGENDRE *et al.*, 2005).

A diversidade *alfa* resulta da contagem do número de espécies presentes numa comunidade ou em trechos na vegetação (WHITTAKER, 1960) ou de índices como o de *Shannon–Wiener* ou *Simpson* (LEGENDRE *et al.*, 2005). É o componente da diversidade regional que pode ser atribuído ao número médio de espécies de uma amostra homogênea. Isso é medido como um número de espécies presente no local (riqueza de espécies) ou por outra função (índice) que leve em consideração tanto a riqueza quanto a frequência relativa das espécies (LEGENDRE *et al.*, 2005). Um aumento no tamanho da unidade amostral referente aos limites da área de estudo resultará em um aumento na diversidade *alfa*, particularmente quando medidas ponderadas pela riqueza de espécies são usadas para descrevê-las (WHITTAKER, 1972). Pode ser calculada como a média ponderada tal como a somatória do número de espécies numa amostra, multiplicada pelo número de indivíduos de todas as espécies, onde a ponderação é o tamanho de amostras relativas medidas em números de indivíduos (VEECH, 2007). A grande maioria dos métodos propostos para quantificar a biodiversidade de espécies refere-se à diversidade dentro das comunidades, ou seja, a *alfa*.

A diversidade *beta* é também conhecida como o grau de substituição ou mudança na composição de espécies ao longo de gradientes ambientais, uma medida da diferença de composição das espécies ou entre dois ou mais conjuntos locais ou entre conjuntos locais e regionais (WHITTAKER, 1972; KOLEFF *et al.*, 2003). MAGURRAN (2004) definiu diversidade *beta* como a quantificação da dissimilaridade entre habitats, sendo também utilizada como uma medida de heterogeneidade ambiental (LEGENDRE *et al.*, 2005). Se a variação na composição é aleatória e acompanhada de processos bióticos que geram autocorrelação espacial, um gradiente em composição de espécies pode aparecer e a diversidade *beta* pode ser interpretada como taxa de mudança na composição de espécies ao longo de um

gradiente. Se a diferenciação entre pontos é devido a fatores ambientais, a diversidade *beta* poderia ser analisada com o objetivo de hipotetizar variáveis explanatórias (LEGENDRE *et al.*, 2005).

A heterogeneidade ambiental é um fator frequentemente associado à diversidade *beta* (BALVANERA *et al.*, 2002; LEGENDRE *et al.*, 2005; WHITTAKER, 1972). Em ambientes heterogêneos, as espécies de nichos distintos apresentam diferenças em seus padrões de distribuição espacial. Fatores geográficos, como a distância entre locais, estão associados à diversidade *beta* e ainda foram pouco estudados (BALVANERA *et al.*, 2002). Várias medidas de diversidade *beta* têm sido propostas para avaliar diferentes comunidades ao longo de gradientes ambientais (MAGURRAN 2004).

De acordo com CONDIT *et al.* (2002) a diversidade *beta* é tão importante quanto a diversidade *alfa* para conservação, uma vez que a substituição de espécies exerce grande influência sobre a diversidade em maior escala. A alta diversidade *alfa* das florestas tropicais tem sido amplamente documentada, ao contrário da diversidade *beta*, que tem sido pouco estudada (CONDIT *et al.*, 2002). O *turnover* de espécies pode refletir processos determinísticos ou pode ser resultante da dispersão limitada em conjunto com a especiação, resposta tardia às mudanças climáticas, entre outros efeitos históricos (CONDIT *et al.*, 2002).

1.2. DIVERSIDADE FUNCIONAL

Os estudos ecológicos com abordagem funcional em plantas têm sido usados com o objetivo de estabelecer padrões de especialização adaptativa da diversidade de formas de plantas e histórias de vida e sua distribuição em diferentes hábitat. Tais estudos sugerem que as funções das plantas fornecem ferramentas para o entendimento da estrutura e das dinâmicas da comunidade e do ecossistema (DUARTE, 2007). Tipos funcionais, estratégias de plantas e a unidade dentro de esquemas de classificação funcionais podem ser definidos como grupos de espécies de plantas compartilhando funções similares no nível de organismo, respostas similares a fatores ambientais e/ou regras similares em ecossistemas ou biomas (CHAPIN *et al.*, 1996). Estas similaridades são baseadas no fato de que eles tendem a compartilhar um conjunto de caracteres funcionais representativos (CORNELISSEN *et al.*, 2003). No contexto atual, a ecologia funcional pode contribuir na previsão de

mudanças nas alterações climáticas de larga escala e tem o objetivo de examinar integralmente a planta como uma unidade de análise. Abrangem níveis inferiores e superiores de organização da planta, estudando órgãos ou células, alterações nas funções e na arquitetura de plantas, interações de plantas com organismos adjacentes e outros componentes do ecossistema (DUARTE, 2007).

A classificação de organismos em grupos através de atributos é importante para descrever comunidades, as quais são semelhantes no aspecto funcional, mas podem diferir na composição de espécies (PILLAR, 2010) e podem não responder questões ecológicas importantes na escala de ecossistemas, paisagens ou biomas (CORNELISSEN *et al.*, 2003). Para ecossistemas florestais tropicais, por exemplo, ainda há muita divergência entre autores na classificação ecológica das espécies florestais e a maioria das divisões propostas até hoje, baseiam-se no conhecimento empírico dos autores (LIMA, 2005). Desta forma, o uso de atributos ou grupos de organismos possibilitaria o agrupamento de acordo com sua função.

Um traço ou caractere é definido como uma propriedade mensurável de organismos, geralmente medido ao nível de indivíduo e usado de forma comparativa entre espécies, e pode influenciar o desempenho do organismo (McGILL *et al.* 2006). Os traços quantitativos vegetais são importantes para a compreensão da estruturação de um dado ecossistema (STOKES *et al.*, 2009). Por exemplo, a altura e arquitetura da planta, a profundidade das raízes, o tamanho da folha e a concentração de nitrogênio controlam os processos ecológicos e definem o habitat para outros táxons (WESTOBY *et al.*, 2006). Recentemente, estudos abordam o envolvimento de análises de conjuntos de atributos biológicos que se enquadram em quatro principais classificações de tipos funcionais de espécies de plantas: grupos emergentes, que refletem correlações naturais de atributos biológicos; grupos estratégicos, com espécies dentro de uma estratégia que apresenta atributos similares, interpretados como uma adaptação em meio a padrões particulares de uso de recursos; tipos funcionais, com espécies com papéis similares em processos ecossistêmicos, por respostas em vias similares para fatores ambientais múltiplos; e grupos de respostas específicas, que contêm espécies que respondem em vias similares para fatores ambientais específicos (LAVOREL *et al.*, 1997). Um tipo funcional constitui um grupo de organismos semelhantes quanto a um conjunto de atributos também semelhantes em suas respostas a fatores ou efeitos sobre os ecossistemas, mas não possuem necessariamente a mesma origem filogenética (LAVOREL *et al.*, 1997; PILLAR,

2010). Assim, há diversos atributos que podem definir tipos funcionais, que expressam formas ou comportamentos associados observáveis, quanto à ocorrência ou desempenho dos organismos e a alterações em variáveis ecológicas (PILLAR, 2010).

O sucesso e as limitações da ecologia funcional comparativa dependem de escolhas da abordagem feita, envolvendo os objetivos e o âmbito da comparação, bem como os métodos para alcançá-los. Os objetivos das comparações variam amplamente, desde a compilação de uma taxonomia 'funcional' de conjuntos específicos de espécies ou a esforços para descobrir padrões de propriedades funcionais que podem ajudar a formular previsões ou identificar possíveis fatores controladores (DUARTE, 2007).

Recentemente, o particionamento da diversidade funcional entre e dentro de comunidades tem sido proposto de forma análoga ao de diversidade *alfa*, *beta* e *gama* de Whittaker. Esta analogia propõe que diversidade funcional *alfa* e *beta* seja calculados para um conjunto de comunidades da mesma forma que a diversidade de espécies (de BELLO *et al.*, 2009). A diversidade funcional *alfa* pode ser definida como a medida de dissimilaridade de traço entre as espécies em uma comunidade. A diversidade funcional *beta* reflete o quanto da diversidade funcional nova é adquirido quando o agrupamento de diferentes comunidades ocorre (de BELLO *et al.*, 2009).

1.3. DESLIZAMENTOS DE TERRA COMO DISTÚRBIOS NATURAIS

Perturbação é um evento súbito, que altera o *status* dos nutrientes de um ecossistema, e pode corresponder a um distúrbio de enriquecimento, onde recursos adicionais removem os limites da capacidade de carga, ou um distúrbio destrutivo, onde parte da comunidade existente é destruída, liberando nutrientes para o restante da comunidade (HARRIS *et al.*, 2006). Uma extensa literatura sustenta a teoria de que a perturbação natural é fundamental para o desenvolvimento da estrutura e função dos ecossistemas florestais, baseada em hipóteses evolutivas sobre como a diversidade de espécies em florestas tropicais poderia ter surgido (DENSLOW, 1987). As perturbações naturais também são consideradas cada vez mais como fenômenos positivos, pois proporcionam a estruturação da comunidade, desenvolvem e mantêm a biodiversidade (TEMPERTON *et al.*, 2004). Na comunidade, as variações nos padrões de diversidade durante a sucessão em comunidades vegetais são devido aos

efeitos da seleção de estratégias de história de vida, sob diferentes regimes de perturbação (DENSLOW, 1980).

Os deslizamentos de terra são considerados perturbações naturais em uma comunidade ecológica e entre suas consequências está a formação de clareiras na vegetação (LIMA, 2005). Aberturas no dossel das florestas são reconhecidas amplamente por sua importância no estabelecimento e crescimento de árvores na floresta tropical (DENSLOW, 1987; LIMA, 2005). Muitas plantas dependem das condições ambientais resultantes da abertura do dossel, principalmente o aumento na duração e quantidade de luz para o estabelecimento e crescimento (DENSLOW, 1987). A estrutura de clareiras e as interações de seus componentes promovem alta heterogeneidade ambiental, que comanda a distribuição espacial, o crescimento e a reprodução.

1.4. FLORESTA ATLÂNTICA

Situada ao longo de quase toda a costa brasileira, a Floresta Atlântica *senso strictu* ou Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 1992) é um bioma considerado como *hotspot* de diversidade biológica, com alta riqueza de espécies e alta taxa de endemismo (MYERS *et al.*, 2000). Atualmente, este bioma se resume a cerca de 7% de sua área original e os fragmentos sofrem com suas contínuas reduções, mesmo com a ciência de sua importância e complexidade (KAGEYAMA, 2009; MORELLATO, 2000). Os fragmentos de áreas maiores localizam-se nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Paraná e Santa Catarina. Entretanto, cerca de 80% dos fragmentos são menores que 50 hectares e da área remanescente, apenas 9% está protegida em reservas, restando apenas 1% da área original realmente protegida legalmente (RIBEIRO *et al.*, 2009). O estado do Paraná possui o terceiro maior fragmento de Floresta Atlântica, situada principalmente na zona costeira, em encostas da Serra do Mar (RIBEIRO *et al.*, 2009), na região litoral norte do Paraná é uma das áreas menos fragmentadas (KAUANO *et al.*, 2012), onde a devastação é dificultada pela declividade elevada (PINTO *et al.*, 2003). Considerando que as outras regiões são importantes para a conservação por causa de seus altos níveis de diversidade (MARTINI *et al.*, 2007), no litoral norte do Paraná é provavelmente uma das áreas menos fragmentadas, onde os esforços para manter a sua preservação deve ser incentivada, a fim de garantir a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica.

Esse tipo de vegetação caracteriza-se, segundo IBGE (1992), por fanerófitos, lianas lenhosas e epífitas abundantes, marcada por fatores climáticos tropicais de elevadas temperaturas (médias de 25°C) e de alta precipitação bem distribuída ao longo do ano (até 60 dias secos). De forma geral, ocorrem geralmente em latossolos com características distróficas, raramente eutróficas e os podzólicos, de baixa fertilidade natural, originados de rochas cratônicas (como os granitos) e os arenitos, originados de derrames vulcânicos (IBGE, 1992).

2. OBJETIVOS GERAIS

O presente estudo visa investigar como os deslizamentos de terra podem afetar a diversidade funcional *alfa* e *beta* de comunidades vegetais da Floresta Atlântica. Para isso avaliamos a diversidade local (α , *alfa*) e regional (β , *beta*), taxonômica e funcional, das comunidades de plantas lenhosas em áreas com histórico de deslizamento e controle (sem histórico) em encostas da Serra do Mar no litoral do Paraná.

3. CARACTERIZAÇÃO GERAL DAS ÁREAS DE ESTUDO

Para o estudo foram selecionados cinco sítios em áreas de Floresta Ombrófila Densa Submontana, com histórico de distúrbios por deslizamentos ocorridos há diferentes anos, cuja vegetação se encontra em processo de sucessão (Figura 1). Para encontrar tais localidades, foram obtidos mapeamentos geológicos e geotécnicos da porção leste da Serra do Mar do estado do Paraná (MINEROPAR, 2011), imagens retrospectivas do *Google Earth*, pesquisa com moradores das regiões afetadas e equipes técnicas das unidades de conservação e visitas técnicas para verificação das localidades. Os sítios de estudo estão situados na Reserva Natural Salto Morato, município de Guaraqueçaba (sítio Salto Morato, Figuras C e D), na zona rural do município de Morretes (sítio Capituva, Figuras I e J) e no Parque Nacional Saint/Hilaire Lange no município de Paranaguá (Morro Inglês, Quintilha e Salto das Andorinhas, Figuras A e B; G e H; E e F, respectivamente), todos nos litorais centro e norte do Paraná.





Figura 1. Localidades amostradas, onde foram instaladas parcelas em áreas com histórico de deslizamento (A, C, E, G e I) e controle (B, D, F, H, J): A e B - Morro Inglês, C e D – Reserva Natural Salto Morato, E e F - Salto das Andorinhas, G e H – Quintilha e I e J – Capituva.

3.1. PARQUE NACIONAL SAINT HILAIRE/LANGE

O Parque Nacional (PARNA) Saint Hilaire/Lange (criado pela Lei nº 10.227/2001) é um unidade de conservação com aproximadamente 25.000 hectares, compreendendo regiões que variam de 10 metros sobre o nível do mar até as montanhas do maciço Serra da Prata (sub-unidade da Serra do Mar paranaense), com altitudes superiores a 1.400 metros, nos municípios de Guaratuba, Matinhos, Morretes e Paranaguá. O relevo é caracterizado por grandes desníveis e altas declividades, geralmente superiores a 45% (ICMBio, 2012). Diferenciações geológicas e geomorfológicas associadas à dinâmica de falhamentos, condições climáticas atuais e pretéritas acarretaram diferentes distribuições de solos na paisagem (CURCIO, 1992). Em rampas de relevo escarpado e montanhoso ocorre o predomínio de afloramentos de rocha, Neossolos Litólicos e Cambissolos rasos. Nos terços médios e inferiores se torna expressiva a ocorrência dos Cambissolos profundos e dos Cambissolos podzolizados profundos, ambos predominantemente álicos e argilosos (CURCIO, 1992). A existência de contato lítico nos pisos mais elevados (1.100 e 1.000 m s.n.m.) aumenta a instabilidade das vertentes, acelerando a saturação hídrica dos solos e facilitando seu deslocamento.

A região do PARNA Saint-Hilaire / Lange é influenciada por dois tipos climáticos – Cfa e Cfb – definidos por diferenças de temperatura devidas à variação altitudinal (IAPAR, 2013). A porção inferior da serra é caracterizada pelo clima Cfa, tipo subtropical superúmido mesotérmico e com verões quentes. Temperaturas

médias variam entre -3 °C e 18 °C no mês mais frio e superiores a 22°C durante o mês de maior temperatura. As geadas são pouco frequentes e não ocorre estação seca definida. Nas partes mais elevadas da Serra, o clima enquadra-se como Cfb também subtropical superúmido mesotérmico, mas com médias térmicas mais baixas e a ocorrência eventual de geadas no inverno.

A Serra da Prata, orientada Norte-Sul na porção central da área, apresenta cotas altimétricas maiores que 1.000 m, criando gradientes muito fortes nos canais de drenagens (energia potencial acumulada grande) e aumentando o potencial destrutivo dos escorregamentos e corridas de detritos. Desta forma todos os vales que drenam a região da Serra da Prata mostram elevada susceptibilidade a inundação e a corrida de detritos, que quando ocupados representam regiões de risco. No dia 11 de março de 2011 houve uma intensa precipitação pluviométrica seguida de diversos dias de constante pluviosidade elevada (cerca de 500 mm somente no mês de março 2011, segundo INMET). Com as chuvas, iniciou-se um processo praticamente simultâneo de grandes escorregamentos de blocos rochosos e solo, predominantemente no topo da porção superior dos taludes mais elevados da Serra da Prata, em cotas acima de 1.000m. Esses eventos representam processos naturais da dinâmica superficial da região da Serra do Mar do Paraná e que, pelas suas características, resultaram em danos expressivos à infraestrutura, à ocupação urbana e rural, à agricultura, entre outros. Nas localidades Morro Inglês e Salto das Andorinhas, os deslizamentos de terra ocorreram em 2011 e em anos anteriores, exatamente no mesmo local, segundo moradores da região. Na localidade Quintilha, os deslizamentos ocorreram em janeiro de 1974, no leito do rio Brejatuba. Além das chuvas fortes de 1974, relatos dos moradores e informações do relatório técnico (MINEROPAR, 2011) indicam uma característica comum a esses eventos: o represamento temporário do fluxo de detritos, provavelmente pelos próprios materiais de grande porte carregados, como árvores e blocos rochosos, que ao se desprenderem, aumentam o poder destrutivo do fluxo que desce alargando e aprofundando os canais de drenagem.

3.2 RESERVA NATURAL SALTO MORATO

A Reserva Natural Salto Morato (RNSM), é uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) criada em 1994 e de propriedade da Fundação Grupo Boticário. Possui uma área de 2.252,83 ha, localizada no município de Guaraqueçaba, litoral

norte do estado do Paraná. O clima regional se enquadra no tipo climático Cfa, correspondendo a clima subtropical úmido, mesotérmico com verões quentes, geadas pouco frequentes, sem estação seca definida e com tendência à concentração de chuvas nos meses de verão. A média anual de temperatura varia entre 17 °C e 21°C, sendo a temperatura máxima média variando de 24°C a 26°C e a mínima de 13°C a 17°C. A média da pluviosidade varia em função do gradiente altitudinal, aproximadamente entre 2.000 e 3.000 mm anuais (FBPN, 2011).

A RNSM situa-se nos domínios da Bacia Hidrográfica da baía das Laranjeiras, situada na porção nordeste da baía de Paranaguá. Foram identificadas e mapeadas quatro classes de solos: Cambissolos, Cambissolos Háplicos Gleicos, Neossolos Flúvicos e Gleissolos Háplicos. As formações vegetais existentes na área incluem-se nos domínios da Floresta Ombrófila Densa, nas variações Altomontana, Montana, Submontana e Aluvial (FBPN, 2011).

Fenômenos naturais como erosão, deslocamento de rocha, rolamento de blocos, movimentos de massa e/ou escorregamentos, assoreamento e alagamentos são extremamente comuns nesta região. Esta área apresenta características geotécnicas que conferem um alto risco a cerca de 80% de sua superfície. Tal fato foi confirmado no verão de 2007/2008, quando houve inúmeros processos de escorregamento de massa na área da RNSM.

3.3 CAPITIVA

Esta localidade se situa em propriedade particular, na zona rural do município de Morretes. Os deslizamentos ocorridos em 2011 também afetaram a zona urbana do município, causando deslizamentos e inundações. Segundo os dados da série histórica do período de 1966 a 2012 da estação meteorológica de Morretes (IAPAR, 2013), o máximo de precipitação já registrado no intervalo de 24 horas foi de 282,6 mm em março de 2011, culminando nos eventos geomorfológicos na Serra da Prata. A área se situa em altitude superior a 40 m, apresentando solo não arenoso, e com ocorrência de Floresta Ombrófila Densa Submontana. Especificamente, essa encosta se encontra acima de uma superfície de degradação do rio Nhundiaquara, rio considerado volumoso para a região e que cruza a cidade de Morretes, resultando em eventos constantes de alagamentos.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BALVANERA, P.; AGUIRRE, E. Tree diversity, environmental heterogeneity, and productivity in a Mexican tropical dry forest. **Biotropica**, Washington, v. 38, p. 479-491, 2006.

CHANDY, S.; GIBSON, D. J.; ROBERTSON, P. A. Additive partitioning of diversity across hierarchical spatial scales in a forested landscape. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, p. 792 – 801, 2006.

CHAPIN, F. S; BRET-HARTE, M. S.; HOBBIE, S. E., & ZHONG, H. I. Plant functional types as predictors of transient responses of arctic vegetation to global change. **Journal of Vegetation Science**, v. 7, p. 347-358, 1996.

CONDIT, R.; PITMAN, N.; LEIGH Jr., E. G.; CHAVE, J.; TERBORGH, J.; FOSTER, R. B.; NÚÑES, P.; AGUILAR, S.; VALENCIA, R.; VILLA, G.; MULLER – LANDAU, H. C.; LOSOS, E.; HUBBEL, S. *Beta* – diversity in tropical Forest trees. **Science**, v. 295. p. 666 – 669, 2002.

CORNELISSEN, J. H. C.; LAVOREL, S.; GARNIER, E.; DIAZ, S.; BUCHMANN, N.; GURVICH D. E.; REICH, P. B.; ter STEEGE, H.; MORGAN, H. D.; van der HEIJDEN, M. G. A.; PAUSAS, J.G.; POORTER, H. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany.*, v. 51, p. 335 – 380, 2003.

CRIST, T. C.; VEECH, J. A. Additive partitioning of rarefaction curves and species–area relationships: unifying α -, β - and γ -diversity with sample size and habitat area. **Ecology Letters**, v. 9, p.923 – 932, 2006.

CURCIO, G. R. **Caracterização e gênese de Podzólicos Vermelho-Amarelos e Cambissolos da porção sul da Serra do Mar – PR**. Curitiba, 1992. 166 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

de BELLO; F.; WILFRIED, T.; JAN, L.; PHILIPPE, C.; CLEMENT, J. C.; PETR, M.; SEBASTIA, M. T.; LAVOREL, S. Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait convergence and divergence. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, p. 475 – 486, 2009.

DENSLOW, J. S. Tropical rainforest gaps and trees species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 431 - 451, 1987.

DUARTE, C. A. **Methods in Comparative Functional Ecology**. In PUGNAIRE, F.; VALLADARES, F. **Functional Plant Ecology**. 2º ed, p. 1 – 6, 2007.

GASTON, K. J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, v. 405, p. 220 – 226, 2000.

HARRIS, J. A.; HOBBS, J. R.; ARONSON, J. Ecological Restoration and Global Climate Change. **Restoration Ecology**, v. 14, p. 170–176, 2006.

IAPAR. Médias históricas em estações do IAPAR. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1070>>. Acessado em outubro de 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Brasileiro da Vegetação Brasileira**. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais – Rio de Janeiro: IBGE, 92 p, 1992.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre** / Larry Cullen Jr., Cláudio Valladares – Pádua, Rudy Rudran (organizadores); Adalberto José dos Santos... [et al.] - 2 ed. rev. - Curitiba: Editora Universidade Federal do Paraná, 2009.

KAUANO, E. E., TOREZAN, J. M. D., CARDOSO, F. C. G., MARQUES, M. C. M. Landscape structure in the northern coast of Paraná state, a hotspot for the Brazilian Atlantic Forest conservation. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p. 961-970, 2012.

KOLEFF, P.; GASTON, K.J.; LENNON, J.J. Measuring *beta* diversity for presence absence data. **Journal of Animal Ecology**. v 72, p. 367–382, 2003.

LAVOREL, S.; McINTYRE, S.; LANDSBERG, J.; FORBES, T. D. A. Plant functional classifications : from general groups to specific groups based on response to disturbance. **Tree**, v. 12, p. 474 – 478, 1997.

LEGENDRE P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing *beta* diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological Monographs**. v. 75 , p. 435 - 450, 2005.

LIMA, R. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira Botânica**, v.28, p.651-670, 2005.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurements**. New Jersey: Princeton University Press, 179 p.,1988.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell, 256 p., 2004.

McGILL, B. J.; ENQUIST, B. J.; WEIHER, E.; WESTOBY, M. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends Ecology Evolution**, v. 21, p. 178 – 185, 2006.

MCKNIGHT, M. W.; WHITE, P. S.; McDONALD, R. I.; LAMOREUX, J. F.; SECHREST, W.; RIDGELY, R. S.; STUART, S. N. Putting beta-diversity on the map: broad-scale congruence and coincidence in the extremes. **PLoS biology**, v. 5, p. 272, 2007.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica** v. 32, p. 786 – 792, 2000.

NOSS, R. F. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. **Forest Ecology and Management**, v. 115, p. 135-146, 1999.

PILLAR,V. D. A framework for metacommunity analysis of phylogenetic structure. **Ecology Letters**, v. 13, p. 587 – 596, 2010.

PINTO, L. P.; BRITO, M. C. W. Dynamics of biodiversity loss in the Brazilian Atlantic Forest: an introduction. In: GALINDO-LEAL; CÂMARA, I. G (Ed.). **The Atlantic Forest of South America - biodiversity status, threats and outlook**. Washington: Island Press, p. 27 - 30, 2003.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining Forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** 142, p. 1141-1153, 2009.

ROSENZWEIG, M.L. **Species Diversity in Space and Time**. Cambridge University Press. 460p., 1995.

TEMPERTON, V. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice** / edited by Vicky M. Temperton . . . [et al.]. p.cm.— (Science and practice of ecological restoration), Island Press, p. 34 - 54, 2004.

VEECH, J. A.; CRIST, T. O. Habitat and climate heterogeneity maintain *beta* diversity of birds among landscapes within ecoregions. **Global Ecology and Biogeography**. v. 16, p. 650 – 656, 2007.

WESTOBY, M.; WRIGHT I. J. Land – plant ecology on the basis of functional traits. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 21 , p. 261 – 268, 2006.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the great smoky mountains. **Ecological Monographs**, v. 26, p. 1-80, 1956.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological monographs**, v. 30, p. 279-338, 1960.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, p. 213-251, 1972.

5. CAPÍTULO 1

Efeitos de deslizamentos de encosta sobre a diversidade funcional de uma floresta tropical

5.1. RESUMO

Encostas são as áreas mais suscetíveis à ocorrência de eventos de movimentos de massa como os deslizamentos, devido à influência preponderante da declividade e de fatores geomorfológicos e climáticos. Esses eventos podem ser intensificados dependendo das atividades antrópicas ou mesmo de aumento no regime de chuvas e potencialmente podem alterar a diversidade das comunidades vegetais em diferentes escalas. A ocorrência de distúrbios como os deslizamentos, tem originado estudos ecológicos com abordagem funcional em plantas, com o objetivo de estabelecer padrões de especialização adaptativa da diversidade de formas de plantas e histórias de vida e sua distribuição em diferentes hábitat. Tais estudos sugerem que as funções das plantas fornecem ferramentas para o entendimento da estrutura e das dinâmicas da comunidade e do ecossistema. Da mesma forma, o particionamento da diversidade total de espécies em componentes aditivos entre e dentro de comunidades também é importante, pois permite sua medição em diferentes níveis de organização e em diferentes ambientes. Também pode ser quantificada em diversidade alfa (α), *beta* (β) e gama (γ) para descrever a diversidade em diferentes escalas, isto é, entre parcelas, dentro de parcelas e no nível de paisagem, respectivamente.

Neste trabalho buscamos investigar se os deslizamentos recorrentes afetam a diversidade taxonômica e funcional da Floresta Atlântica. Especificamente testamos as seguintes hipóteses: (1) A diversidade α (taxonômica e funcional) deve ser menor em áreas com histórico de deslizamento; (2) A diversidade β -taxonômica deve ser mais alta em área de deslizamento; (3) A diversidade β -funcional deve ser menor nas áreas de deslizamento; (4) As espécies que compõem as comunidades em áreas com histórico de deslizamento, deverão ter, em média, folhas menores e mais espessas, com menor área foliar específica (SLA), maior teor de matéria seca (LDMC) e mais pubescentes. Nós selecionamos parcelas em duas situações, áreas que apresentaram deslizamentos pretéritos e áreas sem histórico de deslizamentos

(controle), em cinco localidades situadas em área de Floresta Atlântica, no estado do Paraná. Em cada área foram delimitadas 5 parcelas (5 x 5 m) para cada situação, nas quais foram amostradas espécies arbóreas (indivíduos com altura entre 30 e 100 cm) e coletadas folhas para medição de atributos funcionais quantitativos e qualitativos. Os resultados mostraram que, em contraste com a diversidade taxonômica, a ocorrência de deslizamentos não afetou a diversidade α -funcional (e a equitatividade funcional), mas aumentou significativamente a diversidade β -funcional. Áreas com histórico de deslizamento apresentaram comunidades com maior proporção de folhas com tricomas, margens não-inteiras, menores conteúdos de matéria seca (LMDC) e maior área por unidade de massa seca (SLA). Possivelmente, a heterogeneidade ambiental existente entre áreas de deslizamento e ao longo do tempo (devido às mudanças sucessionais da comunidade) são os fatores mais importantes para causar divergência funcional e estruturar comunidades vegetais após um deslizamento. Nosso estudo mostrou que, para a região do estudo, as perturbações causadas pelos deslizamentos de encostas são importantes para o aumento da diversidade funcional regional deste ecossistema altamente diverso.

5.2. INTRODUÇÃO

A distribuição assimétrica da diversidade biológica ao longo do planeta pode ser explicada por múltiplos mecanismos atuando em diversos níveis (WRIGHT, 2002, DAVIES *et al.*, 2004; VALLADARES *et al.*, 2007). Em termos espaciais, a diversidade pode ser determinada por processos atuando em diferentes escalas, os quais moldam a forma como os organismos utilizam seus recursos, as interações entre eles e a ocupação do espaço (WHITAKER 1960). Esses mecanismos são importantes ferramentas preditivas dos padrões que moldaram as variações da distribuição de diferentes grupos de organismos ao nível global (GASTON, 2000).

A diversidade taxonômica pode ser particionada em diferentes componentes, podendo ser quantificada em diversidade alfa (α), *beta* (β) e gama (γ) para descrever a diversidade em diferentes escalas espaciais, isto é, entre e dentro de comunidades e ao nível de paisagem, respectivamente (WHITTAKER, 1960; WHITTAKER, 1972). A medida de diversidade alfa resulta da contagem do número de espécies presentes numa comunidade (WHITTAKER, 1960). É o componente da diversidade regional que pode ser atribuído ao número médio de espécies de uma amostra homogênea,

medido como o número de espécies presente no local (riqueza de espécies) ou por outra função (índices de diversidade como o de Shannon–Wiener ou Simpson, por exemplo) que leve em consideração tanto a riqueza quanto a frequência relativa das espécies (LEGENDRE *et al.*, 2005). A diversidade *beta* é definida como sendo o grau de substituição ou mudança na composição de espécies (ao longo de gradientes ambientais, por exemplo), uma medida da diferença de composição das espécies entre conjuntos locais e regionais (WHITTAKER, 1972; KOLEFF *et al.*, 2003). É a quantificação da dissimilaridade entre habitats (MAGURRAN 2004), sendo também utilizada como uma medida de heterogeneidade ambiental (LEGENDRE *et al.*, 2005). A diversidade gama, inclui vastas áreas geográficas (WHITTAKER, 1960), quando se tem uma região inteira de estudo, ou seja, é a diversidade total de um grande número de pontos em uma área. Pode ser medida usando os mesmos índices da diversidade alfa (LEGENDRE *et al.*, 2005). Este particionamento da diversidade total de espécies em componentes aditivos entre e dentro de comunidades permite sua medição em diferentes níveis de organização e em diferentes ambientes (CHANDY *et al.* 2006, CRIST *et al.* 2006). Também auxilia na compreensão da dimensão ou de escalas críticas para determinar a composição e a persistência de espécies (CHANDY *et al.* 2006).

Embora a diversidade taxonômica explique boa parte da estruturação das comunidades, possui também algumas limitações quando questões ecológicas importantes precisam ser respondidas, por exemplo, como a vegetação responde a variações ou mudanças ambientais (CORNELISSEN *et al.*, 2003). Assim, muitas dessas questões são discutidas a partir da classificação das espécies vegetais em grupos ou tipos funcionais, que são agrupamentos não filogenéticos de espécies com funções similares no ecossistema, baseado em um conjunto de atributos comuns (LAVOREL & McINTYRE, 1997). O conceito de grupos funcionais está relacionado à maneira como as espécies respondem a funções específicas do ecossistema e como um recurso ou qualquer componente ecológico é processado (CHAPIN, 1996; BLONDEL, 2003). A classificação por atributos em tipos funcionais possibilita comparações de comunidades floristicamente distintas (no caso de estudos de vegetação), cujos atributos renderiam a construção de uma taxonomia. Esses tipos funcionais formam grupos de plantas similares de forma não dependente de seu eixo filogenético, mas associadas a variáveis ambientais (PILLAR, 2000). Identificar esses atributos de tipos funcionais significa contribuir para o estudo da resiliência de

ambientes, como regeneração de clareiras em encostas, por exemplo. A comunidade de plantas encontrada em um determinado local pode ser o produto dos processos de filtragem ambiental (condições climáticas, regime de perturbação e interações bióticas), sendo que alguns filtros aumentam a semelhança funcional e outros filtros levam à dissimilaridade (DÍAZ *et al.*, 1999; DOUMA *et al.*, 2012).

Recentemente, o particionamento da diversidade funcional entre e dentro de comunidades tem sido proposto de forma análoga ao de diversidade alfa, *beta* e gama taxonômica de Whittaker (de BELLO, 2009). Assim, a diversidade funcional alfa pode ser definida como a medida de dissimilaridade de traço entre as espécies em uma comunidade, podendo ser calculada através do índice de Rao que indicará a expectativa de dissimilaridade de traço entre dois indivíduos escolhidos aleatoriamente em uma comunidade (de BELLO *et al.*, 2009). A diversidade funcional *beta* reflete o quanto de diversidade funcional nova é adquirida ao se comparar o agrupamento de diferentes comunidades. Em particular, a diversidade funcional Rao *beta* é a diferença entre diversidade gama (a expectativa de dissimilaridade entre dois indivíduos aleatórios em toda a região) e diversidade alfa média (a dissimilaridade esperada de dois indivíduos em comunidades) (de BELLO *et al.*, 2009). A composição da comunidade é em grande parte determinada pela montagem de comunidades (*community assembly*), onde o tempo da chegada das espécies e sua velocidade de desenvolvimento e estado são os principais componentes das regras de associação das espécies (KEDDY, 1992), apesar de alguns estudos mostrarem que permanece controversa a ideia de que comunidades ecológicas convergem no sentido de uma estrutura comum, determinada pelas condições ambientais independentemente do histórico de montagem (FUKAMI *et al.*, 2005). Seguindo essa lógica, o chamado efeito prioridade (*priority effect*) também pode influenciar na estocasticidade da composição e estrutura da comunidade. Esse efeito ocorre quando a chegada ou crescimento precoce de uma ou mais espécies influencia significativamente o estabelecimento, crescimento ou reprodução de espécies que chegam posteriormente (VON GILLHAUSSEN *et al.*, 2014), formando uma estrutura diferente que a comunidade formaria se o crescimento de todas as espécies começasse simultaneamente (DICKSON *et al.*, 2012). No entanto, pouco se sabe sobre como o momento da chegada de espécies funcionalmente diferentes podem alterar a estrutura e função durante a montagem. Ainda menos se sabe sobre como densidade de plantas podem interagir com a montagem inicial (VON GILLHAUSSEN *et al.*, 2014). Com isso, o

predomínio de certos táxons em comunidades maduras pode ser o resultado desse efeito e semelhante às diferenças iniciais na disponibilidade de nutrientes, elas podem afetar a composição da comunidade ao longo de muitos anos (DENSLOW, 1987; KORNER *et al.*, 2007)

Considerando que as espécies não são iguais em seus efeitos sobre o funcionamento do ecossistema (MAGURRAN, 2005), os seus atributos funcionais são importantes para descrever os processos do ecossistema. A medição da diversidade funcional quantifica a distribuição das espécies em um espaço funcional, cujos eixos representam características funcionais, a fim de discriminar os processos que moldam as estruturas comunitárias funcionais (MOUCHET *et al.*, 2010).

A diversidade pode ser afetados por perturbações naturais que são eventos súbitos, que basicamente alteram o *status* dos nutrientes de um ecossistema (TEMPERTON *et al.*, 2004; HARRIS *et al.*, 2006), moldando o desenvolvimento, estrutura e função do mesmo (ATIWILL, 1993). Em florestas tropicais de áreas montanhosas, os deslizamentos de terra são perturbações naturais onde ocorre a remoção de solo e vegetação (DALE, 2001), resultando na formação de clareiras onde os recursos e condições são substancialmente distintos da condição original (RESTREPO *et al.*, 2009), gerando heterogeneidade ambiental (DENSLOW, 1987; LIMA, 2005). Nestas condições, onde os distúrbios podem ser definidos como intermediários (ou seja, de intensidade e frequência moderados) é esperado que as perturbações localizadas promovessem a coexistência de espécies com diferentes estratégias de uso dos recursos, dispersão e habilidades competitivas, levando a uma maior diversidade taxonômica (CONNELL 1978, HUBBELL *et al.*, 1999).

Perturbações naturais também provocam respostas fisiológicas, bioquímicas e anatômicas das plantas (CHAPIN, 1987). Com isso, espécies adaptadas às novas condições bióticas e abióticas (RESTREPO *et al.*, 2009) passam a dominar as comunidades (DENSLOW, 1987; GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001; LIMA, 2005) . Nesta situação, é de se esperar que os atributos funcionais destas espécies e, conseqüentemente, a diversidade funcional da comunidade seja alterada pela perturbação.

A Floresta Atlântica *sensu strictu* ou Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 1992) é uma fisionomia florestal brasileira considerada como *hotspot* de diversidade biológica, com alta diversidade genética e alta taxa de endemismo (MYERS *et al.*, 2000; RIBEIRO *et al.*, 2009). Em parte dos litorais sul e sudeste do Brasil, a Floresta

Atlântica é caracterizada por ocorrer sobre a Serra do Mar, uma cadeia de montanhas com mais de 1.000 km de extensão e com altitudes de até 1.800 m (ALMEIDA *et al.*, 1998; SANTOS *et al.*, 2007). Esta região apresenta altas pluviosidades médias anuais devido ao impedimento da movimentação de massas de ar promovido pela cadeia de montanhas (chuvas orográficas). Episódios prolongados ou intensos de chuvas resultam em intensa movimentação de massa, gerando escorregamentos e deslocamentos de solos e rochas de diferentes magnitudes (ALMEIDA *et al.* 1998), caracterizando perturbações naturais frequentes neste tipo de floresta. Assim, dada sua alta riqueza de espécies vegetais e a condição topográfica que favorece a ocorrência de deslizamentos de encostas, a Floresta Atlântica é uma sistema ideal para se testar os efeitos de perturbações sobre a diversidade.

No presente estudo nós investigamos se os deslizamentos afetam a diversidade taxonômica e funcional da Floresta Atlântica. Para isso, avaliamos as diversidades α e β taxonômica e funcional em comunidades de plantas lenhosas juvenis, em cinco áreas de encostas da Floresta Atlântica no sul do Brasil e em duas condições distintas: áreas com histórico de deslizamento e áreas controle (sem histórico de deslizamento). Especificamente testamos as seguintes hipóteses: (1) A diversidade α (taxonômica e funcional) é menor em áreas com histórico de deslizamento, quando comparadas às áreas controle. Considerando que após uma perturbação (como um deslizamento de encosta), a diversidade α -taxonômica de plantas diminui devido à alta mortalidade e o início na recolonização da área de deslizamento possa haver alta dominância de poucas espécies pioneiras. (2) A diversidade β -taxonômica é mais alta em área de deslizamento do que no controle. (3) A diversidade β -funcional é menor nas áreas de deslizamento do que no controle, pois as espécies colonizadoras devem convergir em seus atributos funcionais, devido aos filtros ambientais pós-perturbação. (4) As espécies que compõem as comunidades em áreas com histórico de deslizamento, têm, em média, folhas menores e mais espessas, com menor área foliar específica (SLA), maior teor de matéria seca (LDMC) e mais pubescentes, quando comparadas às comunidades nas parcelas controle, pois são espécies adaptadas a condições de alta luminosidade e pobreza nutricional.

5.3. MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

O estudo foi realizado em área de ocorrência da Floresta Atlântica, nos domínios da APA de Guaraqueçaba (KAUANO et al., 2012) nos municípios de Guaraqueçaba (área SM, Reserva Natural Salto Morato), Morretes (área CA, localidade de Capituva) e Paranaguá (áreas MI, QU e SA, localidades de Morro Inglês, Quintilha e Salto das Andorinhas, Parque Nacional do Saint/Hilaire Lange), litoral norte do Paraná, sul do Brasil (Figura 1, Tabela 1). No sul e sudeste do Brasil, a Floresta Atlântica ocorre sobre a Serra do Mar, uma formação complexa, com alta diversidade de densas florestas, resultado principalmente das discrepâncias geográficas ao longo de sua área de ocorrência, associadas a variações climáticas em proximidade com o oceano Atlântico, com altitudes de até 1800 m. A região apresenta um clima do tipo Cf de Köppen, nos subtipos Cfa e Cfb, definidos por diferenças de temperatura devidas à variação altitudinal (CAVIGLIONE, 2000). O tipo Cfa apresenta temperatura média no mês mais frio inferior a 18 °C e superior a 22 °C durante o mês mais quente, com poucas geadas, tendência de concentração de chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida. Acima de 700 m, ocorre o tipo Cfb, com temperatura média no mês mais frio inferior a 18 °C e inferior a 22°C no mês mais quente, ocorrência de geadas no inverno, sem estação seca definida (IAPAR, 2000; BLUM 2006). A precipitação na região varia entre 2000 e 2500 mm (CAVIGLIONE et al. 2000).

Nesta região, selecionamos cinco localidades com histórico de distúrbios por deslizamentos ocorridos há dois, cinco e trinta e nove anos, com as respectivas áreas controle pareadas ao redor quando possível, já que a região apresentava obstáculos quanto ao acesso para medição. As idades dos deslizamentos foram selecionadas de modo a representar diferentes históricos de deslizamento, de modo que as áreas correspondessem aos critérios de seleção acima descritos. Para esta seleção utilizamos mapeamentos geológicos e geotécnicos da região (MINEROPAR, 2011) sobrepostos a imagens do *Google Earth*, além de entrevistas com moradores das regiões, gerentes de unidades de conservação e visitas aos locais. Na escolha das áreas, buscamos padronizar, sempre que possível, as altitudes e declividades dos locais, a fim de minimizar variações devido à topografia (Tabela 1). Assim, as 10 áreas (deslizamento e controle), apresentam médias de altitudes variando de 43 a 316m s.n.m, declividades de 3 a 27 % e cobertura do dossel (medidos em 5 pontos dentro de cada área amostral) de 44 a 99 %.

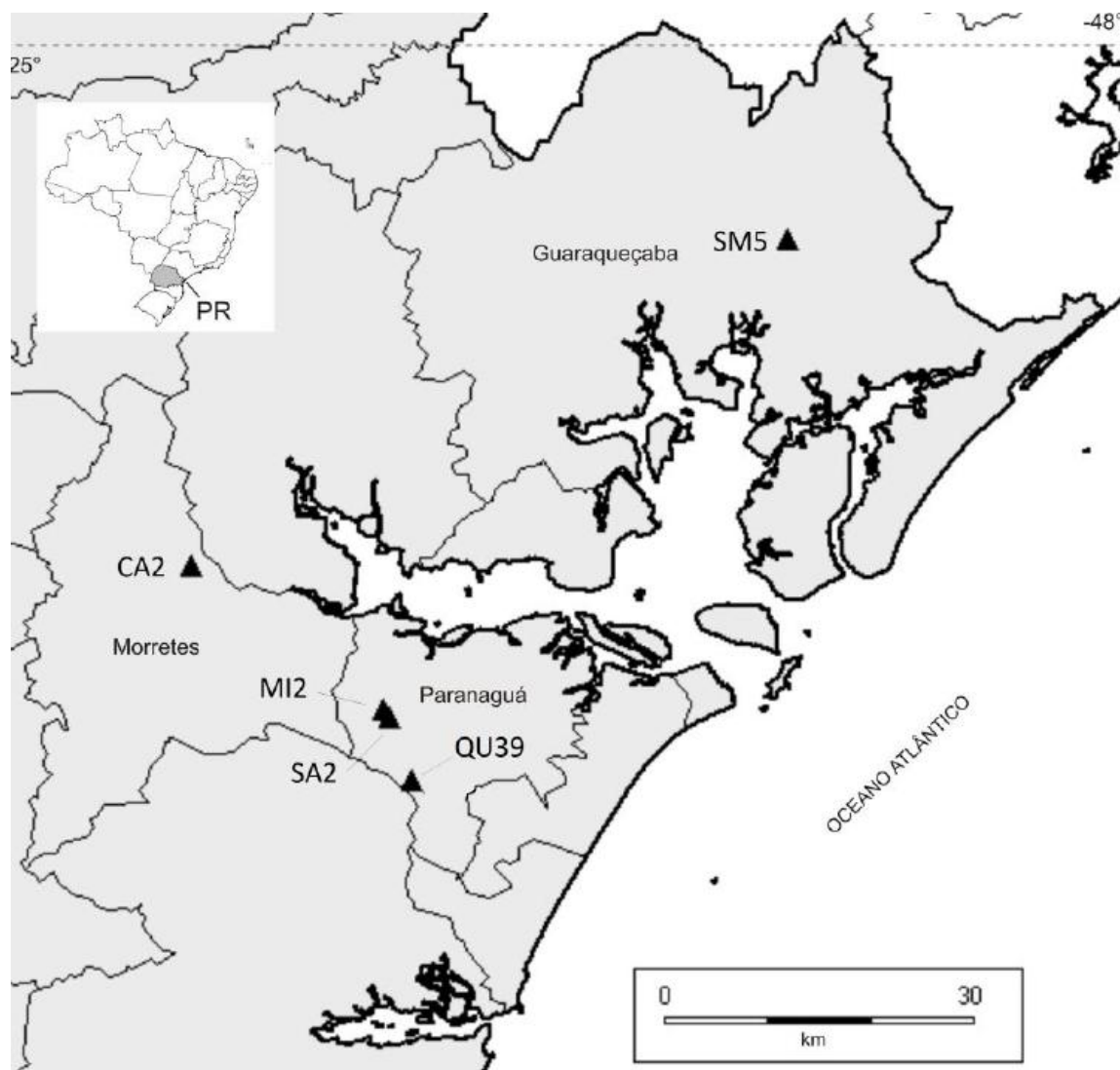


Figura 1 - Localização das áreas de estudo no litoral do Paraná, sul do Brasil. Siglas e características das áreas conforme Tabela 1.

Tabela 1 – Valores médios de altitude (m), cobertura do dossel (%) e declividade (%) das parcelas sob o efeito de deslizamentos (DES) e controle (CON) para cada localidade amostrada com respectivas coordenadas geográficas. *idade desde a ocorrência do deslizamento.

Sigla	Sítio	Idade (anos)*	Altitude média (m)	Cobertura (%)	Declividade média (%)	Coordenadas
MI-CON	Morro Inglês	-	288	98 (98-99)	27	25°35'8,6" 48°39'28,6"
MI-DES		2	227	85 (67-92)	26	25°35'8,2" 48°39'30,8"
CA-CON	Capituvá	-	74	97 (96-98)	12	25°27'27,7" 48°49'39,9"
CA-DES		2	43	69 (44-90)	18	25°27'29,2" 48°49'41,9"
SA-CON	Salto das Andorinhas	-	170	99 (99-99)	15	25°35'33,2" 48°39'8,2"
SA-DES		2	158	58 (51-64)	4	25°35'34,2" 48°39'8,9"

SM-CON	Salto Morato	-	166	97 (95-99)	21	25°10'15,6" 48°18'7,6"
SM-DES		5	144	94 (89-98)	17	25°10'16,7" 48°18'11,4"
QU-CON	Quintilha	-	316	94 (90-97)	10	25°38'50,9" 48°38'0,4"
QU-DES		39	185	98 (97-99)	3	25°38'32,0" 48°37'35,9"

Desenho amostral: Em cada localidade e condição foram estabelecidas cinco unidades amostrais de 25 m² (5 X 5 m), com a distância de 10 m entre elas (total de 10 unidades amostrais em cada localidade, pareadas entre as condições, cinco em área de deslizamento e cinco controle). As unidades amostrais foram distribuídas sempre no sentido montante-jusante da montanha. No total foram amostradas 50 unidades amostrais (5 x 5 m), correspondendo a 1.250 m² de floresta.

Amostragem da vegetação: Em cada uma das 50 unidades amostrais selecionadas, foram coletados todos os indivíduos lenhosos com altura entre 30 e 100 cm, representando, portanto, indivíduos juvenis ou regenerantes de espécies arbóreas, além de indivíduos de espécies arbustivas (lianas lenhosas não foram consideradas). Todos os indivíduos foram marcados e, quando necessário, amostras de material vegetal foram coletadas para posterior identificação.

Coleta dos atributos funcionais: De cada indivíduo lenhoso das unidades amostrais, foram realizadas coletas de, no mínimo, um ramo para que fossem medidos os atributos funcionais. O material coletado foi acondicionado em saco plástico, umedecido e rapidamente levado ao laboratório. Escolhemos atributos foliares, que pudessem expressar as funções associadas às respostas das plantas às clareiras formadas pelos deslizamentos, a saber: área foliar, área específica da folha (SLA, *Specific Leaf Area*), teor de matéria seca (LDMC, *Leaf Dry Matter Content*), espessura média da folha, relação perímetro/área, pubescência, divisão e margem do limbo (Tabela 2). No mínimo 1 folha (máximo de 5) foi utilizada para cada espécie. Para a coleta destes atributos seguiram-se os protocolos descritos por Cornelissen *et al.* (2003).

Tabela 2 – Atributos funcionais foliares utilizados na representação das funções associadas às respostas das plantas às clareiras resultantes de deslizamentos (Cornelissen *et al.*, 2003).

CÓDIGO	ATRIBUTO	ESTADOS	UNIDADE	FUNÇÃO
AF	Área foliar	-	cm ²	Balanco térmico

SLA	Área foliar específica	-	cm ² /g	Capacidade fotossintética, longevidade foliar
LDMC	Teor de matéria seca da folha	-	mg/g	Resistência física, produtividade
ESP	Espessura	-	mm	Resistência física, balanço de C na respiração e transpiração
PA	Relação perímetro/área	-	cm/cm ²	Capacidade fotossintética
P	Pubescência	Presença	-	Absorção de água e nutrientes, balanço térmico, defesa da planta
		Ausência	-	
DL	Divisão do Limbo	Simples	-	Capacidade fotossintética, balanço térmico
		Composta	-	
ML	Margem do limbo	Inteira	-	Capacidade fotossintética, balanço térmico
		Outra	-	

Análises: Inicialmente, os atributos funcionais foliares e as abundâncias dos indivíduos das 50 unidades amostrais e suas respectivas condições das 5 localidades foram organizados em duas matrizes distintas. Foram construídas uma matriz das comunidades “W” e uma matriz de atributos funcionais “B”. A matriz W especifica a abundância absoluta de indivíduos nas unidades amostrais, com as unidades amostrais nas linhas com os registros de presença de cada indivíduo. A matriz B especifica os valores dos atributos foliares de cada indivíduo, com indivíduos nas linhas com seus atributos descritos nas colunas. A partir dessas matrizes, foi gerada a matriz T, que contém os valores médios dos atributos ponderados por unidades amostrais (comunidades). Estas matrizes foram geradas utilizando o pacote “Syncsa” (DEBASTIANI & PILLAR 2012) do *software* livre R versão 3.0.1 (R Core Team 2013).

Para identificar as variáveis que explicam a maior parte da variação dos dados de composição taxonômica e funcional das comunidades, foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) que é uma ordenação que utiliza matrizes de similaridade ou de distâncias, onde a relação entre as variáveis não são lineares (PRADO, 2002). Assim, após padronizar os dados numa escala de 0 a 1, foram geradas matrizes de similaridade funcional e taxonômica (T e W, respectivamente), através da função “vegdist”, que calcula os índices de dissimilaridade, pelo pacote “vegan” do *software* R com o uso da distância euclidiana. A seleção de eixos da PCoA seguiu o critério de Broken-Stick (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). Através da correlação de Pearson, os valores médios dos atributos por parcela foram

correlacionados aos autovalores dos primeiros eixos da PCoA funcional para verificar quais atributos funcionais agruparam as parcelas.

Para o cálculo dos índices de diversidade α -taxonômica foram calculados os índices de diversidade de Shannon (H'), equitatividade (J) e riqueza de espécies (S) para cada comunidade (local e condição). A equitatividade (ou uniformidade) descreve a variabilidade das abundâncias das espécies (MAGURRAN, 2004), ou seja, quão similares são as espécies em suas abundâncias.

Todos os índices de diversidade- α e valores médios de atributos por unidade amostral foram submetidos a uma ANOVA de dois fatores (onde as condições eram o fator fixo e as localidades o fator aleatório), para verificar se há diferenças significativas entre as condições (deslizamento e controle), entre as 5 localidades e a interação entre localidades e condições. Após a ANOVA foi realizado um teste *post-hoc* HSD de Tukey, para averiguar diferenças entre pares de médias.

Para se calcular os índices de diversidade funcional das comunidades, foi utilizado o pacote "FD" (LALIBERTÉ *et al.* 2003) no *software* livre R versão 3.0.1. (R Core - Team 2013). Para o cálculo dos índices de diversidade α -funcional foi utilizada a função "dbFD" para calcular a equitatividade funcional (VILLÉGER *et al.* 2008) e a entropia quadrática de Rao (Q) (BOTTA – DUKÁT, 2005). A entropia quadrática de Rao (1982) representa o padrão de diversidade funcional (ZOLTÁN, 2005), que mede a diversidade de indivíduos numa população baseada na avaliação quantitativa da dissimilaridade entre dois indivíduos quaisquer da população identificados por determinadas medidas, as quais podem ser quantitativas ou qualitativas (RAO, 1982). A equitatividade funcional representa a regularidade da distribuição da abundância entre espécies no volume do espaço funcional ocupado pela comunidade (VILLÉGER *et al.*, 2008; MOUCHET *et al.*, 2010). Ela é maior quando há uma distribuição uniforme das espécies e abundâncias no espaço funcional e é menor quando algumas partes do espaço funcional estão vazios enquanto outros estão densamente povoados (MOUCHET *et al.*, 2010).

Para medir a diversidade β -funcional (ANDERSON *et al.*, 2006), foi calculada a distância média para o centróide através de uma Análise de Coordenadas Principais (Gower, 1966), pela função "betadisper", pacote "vegan" do *software* R. O centróide é uma média espacial, para análises baseadas na distância euclidiana, sendo a média aritmética para cada variável (ANDERSON *et al.*, 2011). Para isso, foram usadas as matrizes de similaridade funcional e taxonômica (T e W, respectivamente). Todos os

índices de diversidade (β -taxonômica e β -funcional) foram submetidos a uma ANOVA de dois fatores, para verificar se há diferenças significativas entre as condições, entre as 5 localidades. Após a ANOVA foi realizado um teste *post-hoc* HSD de Tukey, para averiguar diferenças entre pares de médias. Em todas as análises foi considerado $\alpha = 0.05$.

5.4. RESULTADOS

Abundância e riqueza taxonômica: No total, foram registradas 225 espécies distribuídas em 35 famílias, sendo que 141 espécies (390 indivíduos) ocorreram nas áreas sem efeito de deslizamento (controle) e 140 espécies (415 indivíduos) nas áreas sob efeito de deslizamento (Anexo 1). As espécies mais abundantes em áreas controle foram *Myrcia rostrata*, *Psychotria* sp., *Casearia sylvestris*, *Mollinedia* sp. e *Ouratea parviflora* e as mais abundantes em áreas de deslizamento foram *Tibouchina pulchra*, *Miconia cinnamomifolia*, *Leandra dasytricha*, *Myrcia rostrata* e *Myrsine coriaceae* (Anexo 1). Do total de espécies, 55 ocorreram em ambas as condições, 84 ocorreram exclusivamente em áreas de deslizamento e 86 exclusivamente em áreas controle. A maior riqueza de espécies (independente da condição, foi encontrada em CA (83 espécies), seguida de SM (77), QU (75), SA (42) e MI (38) (Anexo 1). A análise de coordenadas principais (PCoA) não mostrou uma separação definida das áreas amostrais de deslizamento e controle, conforme a composição de espécies (Figura 2). O primeiro eixo da PCoA explicou 13% da variação e o segundo eixo explicou 6% (total 20% de toda a variação). No primeiro eixo observa-se uma separação parcial das áreas com histórico de deslizamento (especialmente as localidades CA, SA, MI e SM) das restantes; essas apresentaram grande variação no segundo eixo da PCoA, com unidades amostrais controle da localidade CA (que apresenta espécies típicas como *Casearia decandra*, *Cupania* sp., *Eugenia burcatiana*, *Matayba* sp., *Mollinedia* sp., *Ouratea parviflora* e *Quina glaziovii*) em um extremo e unidades amostrais controle da localidade MI (que apresenta espécies típicas como *Chrysophyllum* sp., três espécies da família *Myrtaceae*, espécies dos gêneros *Pausandra* sp. e *Piper* sp. e duas espécies do gênero *Psychotria*) no outro (Figura 2).

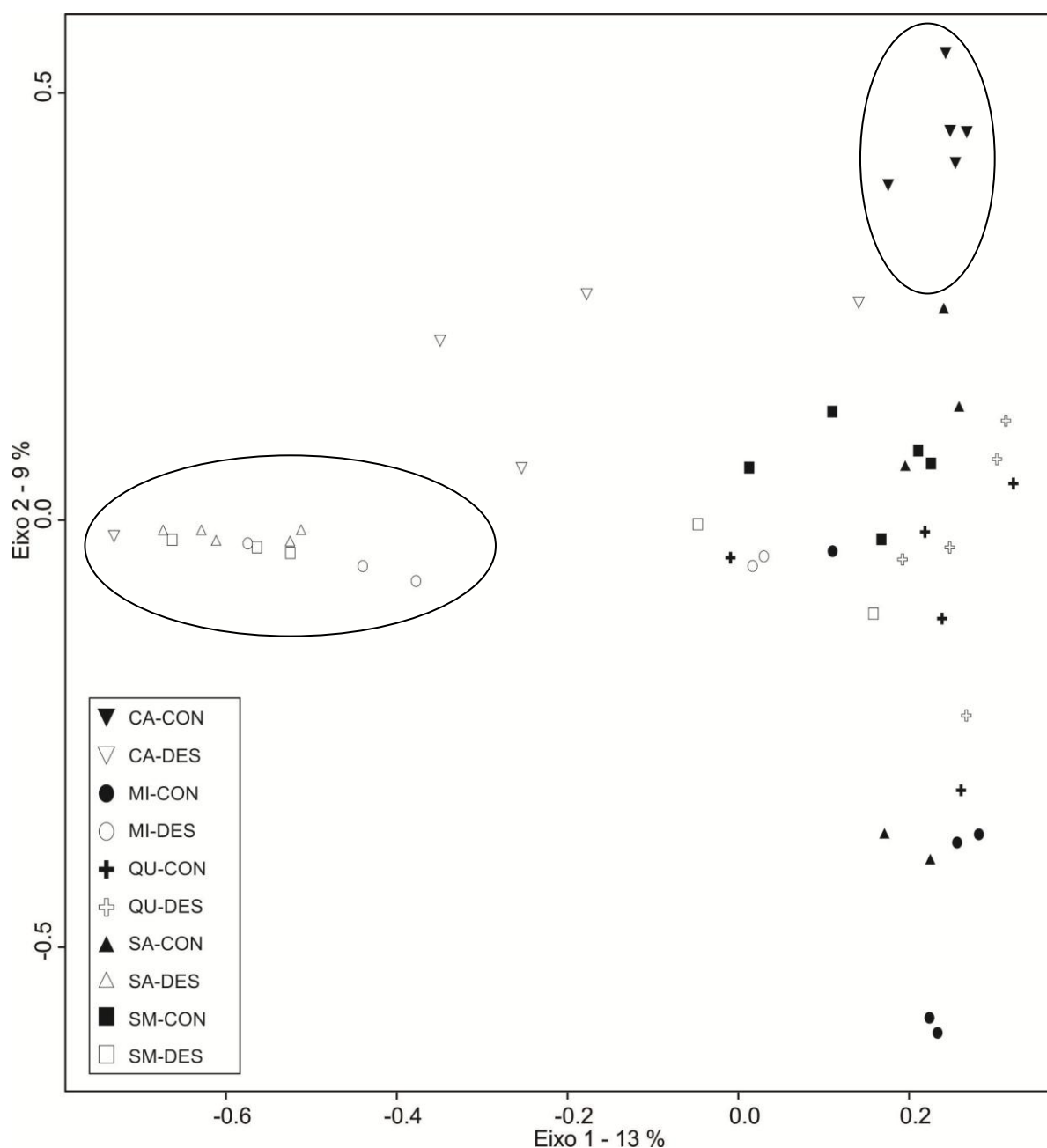


Figura 2 - Ordenação da composição de espécies (PCoA) para as diferentes localidades (CA, MI, QU, SA, SM), em áreas sob efeito de deslizamento (DES) e controle (CON), na Floresta Atlântica, sul do Brasil.

Atributos funcionais: A distribuição dos atributos funcionais por localidade mostrou uma clara separação entre as áreas de deslizamento e as áreas controle (Figura 3). O primeiro eixo explicou 76% da variação e o segundo, 9%, totalizando 85% da variação. O primeiro eixo separou, de maneira geral, unidades amostrais com histórico de deslizamento das unidades amostrais controle, embora algumas unidades

amostrais com histórico de deslizamento das localidades CA e QU tenham ficado mais próximas do controle (Figura 3).

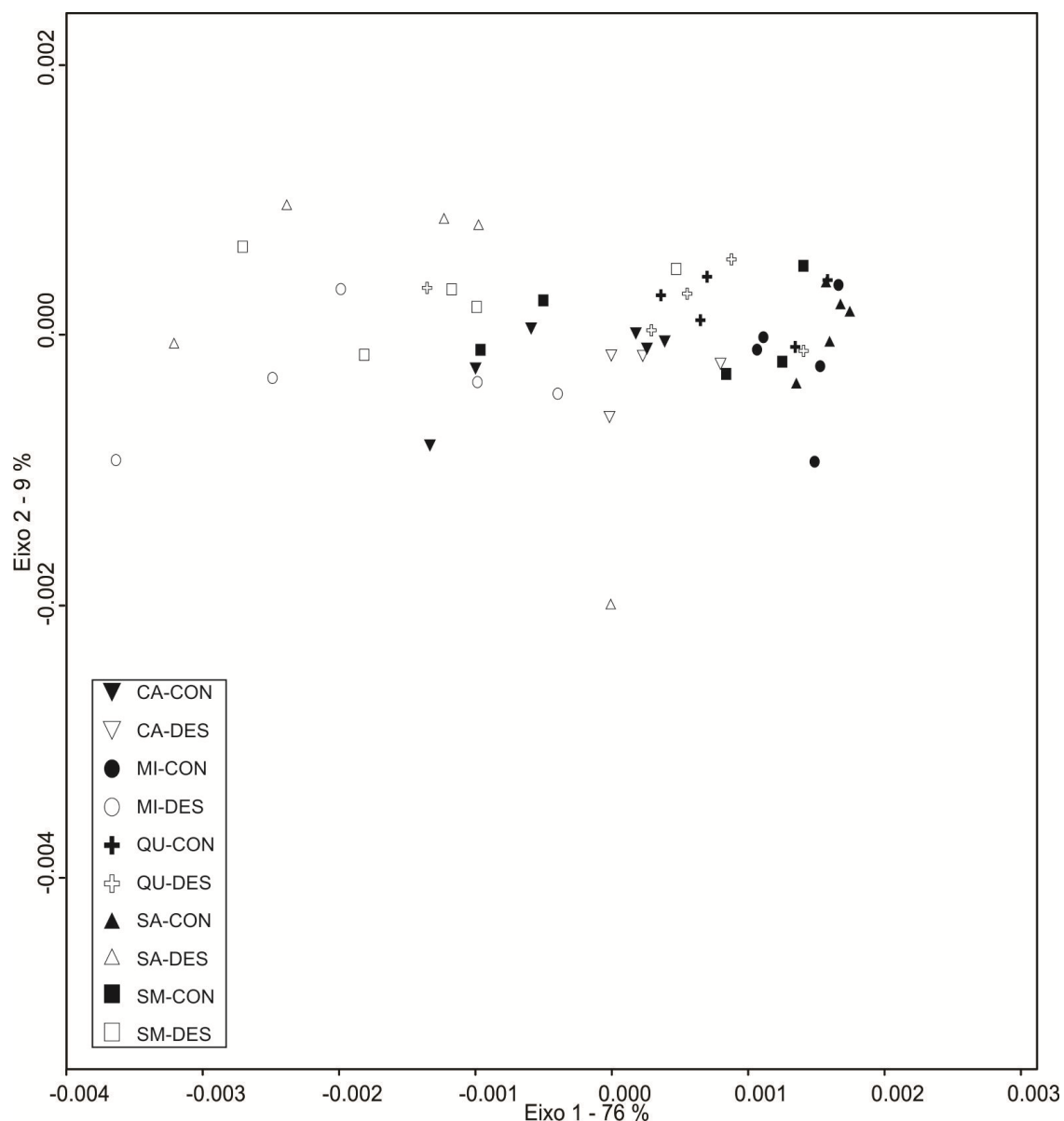


Figura 3 - Ordenação da composição funcional (PCoA) para as diferentes localidades (CA, MI, QU, SA, SM), em áreas sob efeito de deslizamento (DES) e controle (CON), na Floresta Atlântica, sul do Brasil.

A pubescência foliar se correlacionou negativamente ao primeiro eixo da PCoA ($r = -0,98$; $P < 0,001$), assim como o tipo de margem da folha ($r = -0,45$; $P = 0,001$) e SLA ($r = -0,36$; $P = 0,009$), enquanto que LDMC se correlacionou positivamente ($r = 0,30$; $P = 0,032$), indicando que, no geral, áreas com histórico de deslizamento apresentam comunidades com maior proporção de folhas com tricomas, margens não-inteiras, menores conteúdos de matéria seca e maiores áreas por unidade de massa seca.

Foram observadas interações significativas entre localidade e condição (Tabela 3, Figura 4) para os atributos funcionais pubescência foliar (em geral, maior em áreas com histórico de deslizamento, Figura 4H), SLA (maior em MI-DES, Figura 4F), LDMC (menor em MI-DES e SM-DES, Figura 4G), espessura foliar (maior em MI-CON, SA-CON e SA-DES e menor em SM-CON, Figura 4E), divisão do limbo (menor em CA-DES e SA-DES, Figura 4C) e relação perímetro/área (menor em QU-CON e SM-DES, Figura 4D). Área foliar e margem foliar não diferiram entre localidades ou condições (Tabela 3 e Figuras 4A e 4B).

Diversidades *alfa* e *beta*:

Não houve interação entre os efeitos da localidade e condição sobre as diversidades e equitatividades taxonômicas e funcionais (Tabela 4). A diversidade α -taxonômica (estimada pelo índice de Shannon-Wiener) foi significativamente mais alta na condição controle; além disso, foi significativamente maior na localidade CA do que na localidade MI (Tabela 4, Figura 5A). A equitatividade taxonômica também foi mais elevada na condição controle e maior nas áreas QU e CA (Tabela 4, Figura 5B). A diversidade α -funcional (estimada pela entropia quadrática de Rao), não diferiu entre condições ou localidades (Tabela 4, Figura 5C). A equitatividade funcional foi significativamente maior na localidade MI do que nas localidades SM e QU (Tabela 4, Figura 5D).

Tabela 3 - Efeitos da localidade (MI, CA, SA, SM e QU, Tabela 1) e da condição (áreas com histórico de deslizamento e controle) sobre as médias ponderadas por comunidade (MPC) dos atributos funcionais de folhas das espécies de comunidades de plantas da Floresta Atlântica, sul do Brasil. NS = não significativo.

Atributo funcional	GL	F	P
Área foliar			
Localidade	4	1,71	NS
Condição	1	0,00	NS
Localidade: Condição	4	1,24	NS
Margem do limbo			
Localidade	4	1,76	NS
Condição	1	3,19	NS
Localidade: Condição	4	1,69	NS
Divisão do limbo			
Localidade	4	3,21	0,022
Condição	1	2,97	NS

Atributo funcional	GL	F	P
Localidade: Condição	4	2,89	0,034
Relação perímetro/área			
Localidade	4	4,19	0,006
Condição	1	3,30	NS
Localidade: Condição	4	3,67	0,012
Espessura foliar (continuação)			
Localidade	4	9,65	<0,001
Condição	1	0,02	NS
Localidade: Condição	4	4,78	0,003
Área foliar específica (SLA)			
Localidade	4	6,91	<0,001
Condição	1	1,10	NS
Localidade: Condição	4	15,12	<0,001
Teor de matéria seca foliar (LDMC)			
Localidade	4	4,19	0,006
Condição	1	3,30	NS
Localidade: Condição	4	3,67	0,012
Pubescência foliar			
Localidade	4	1,72	NS
Condição	1	39,03	<0,001
Localidade: condição	4	7,69	<0,001

Tabela 4 - Efeitos da localidade (MI, CA, SA, SM e QU, Tabela 1) e da condição (áreas com histórico de deslizamento e controle) sobre as médias da diversidade α -taxonômica (H') e diversidade α -funcional (RaoQ), equitatividade funcional e taxonômica em comunidades de plantas da Floresta Atlântica, sul do Brasil. NS: não significativo

Diversidade α -taxonômica	GL	F	P
Localidade	4	14,17	<0,001
Condição	1	5,99	0,019
Localidade: Condição	4	2,55	NS
Equitatividade taxonômica			
Localidade	4	2,95	0,032
Condição	1	14,76	<0,001
Localidade: Condição	4	2,47	NS
Diversidade α -funcional			
Localidade	4	1,54	NS
Condição	1	3,30	NS
Localidade: Condição	4	0,98	NS
Equitatividade funcional			
Localidade	4	3,77	0,011
Condição	1	0,09	NS
Localidade: Condição	4	0,82	NS

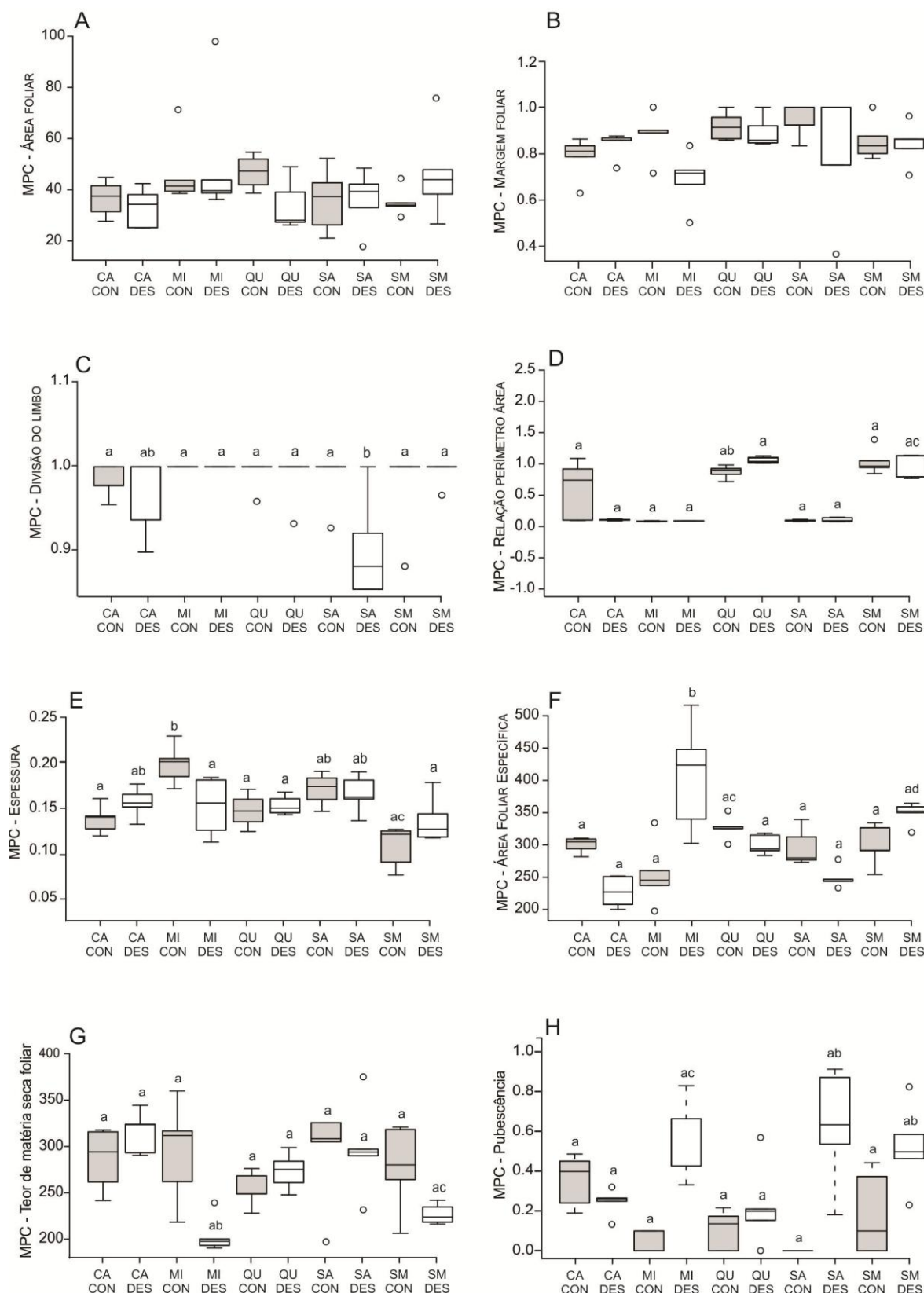


Figura 4 - Variação da média ponderada por comunidade (MPC) dos valores de atributos foliares funcionais para espécies das comunidades de plantas da Floresta Atlântica, sul do Brasil. Foram observadas interações significativas entre localidade e condição para todos os atributos funcionais, área foliar e margem foliar.

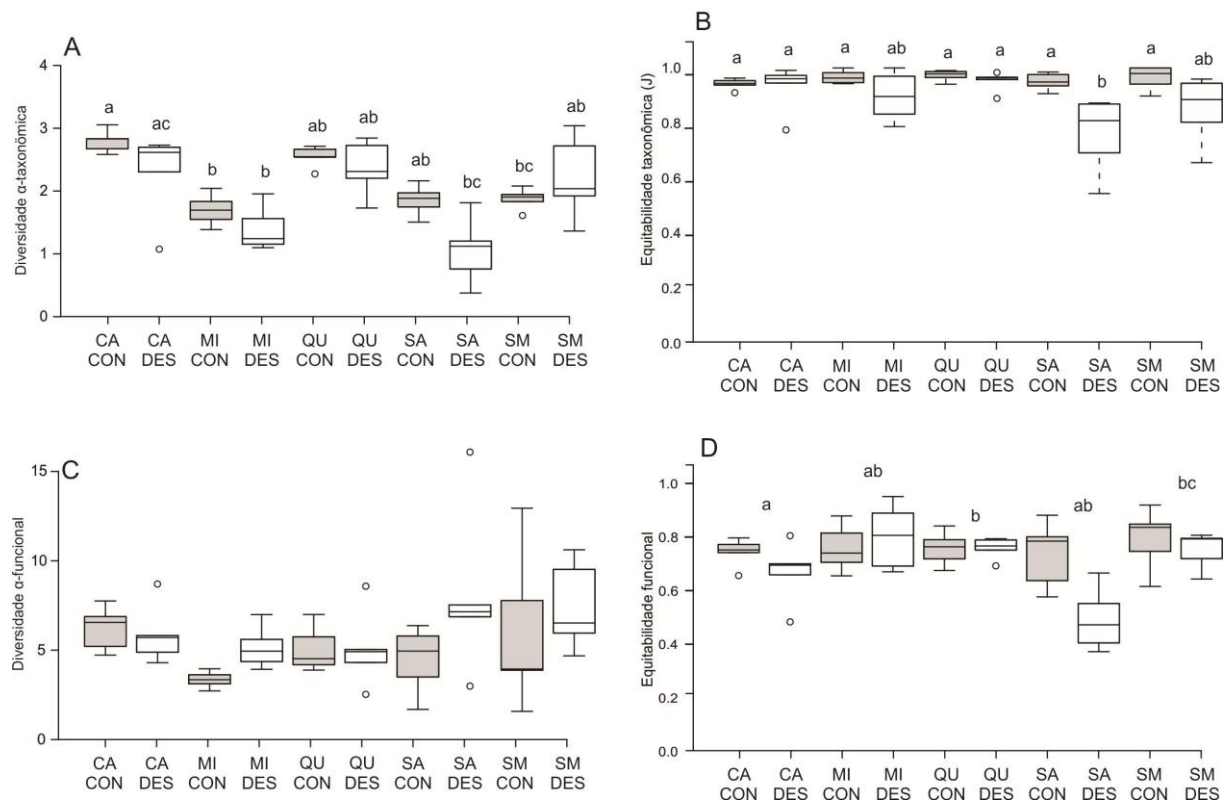


Figura 5 - Diversidade α e equitatividade -taxonômica (A e B) ,e funcional (C e D) em diferentes localidades (MI, CA, SA, SM e QU, Tabela 1) e condições (DES, áreas com histórico de deslizamento; CON controle) em comunidades de plantas da Floresta Atlântica, sul do Brasil.

A diversidade β -taxonômica não diferiu entre localidades ($F=0,67$; $P>0,05$; $GL=4;45$) ou condições ($F=3,36$; $P>0,05$; $GL=1;48$). A diversidade β -funcional, por outro lado, foi mais alta ($F=6,67$; $P=0,013$; $GL=1;48$) na condição de deslizamento do que no controle (Figura 6B). A diversidade β -funcional também diferiu entre localidades ($F=4,67$; $P<0,001$; $GL=4;45$), sendo a localidade SA maior que CA e QU (Figura 6D).

5.5. DISCUSSÃO

Neste trabalho realizado com comunidades vegetais da Floresta Atlântica do sul do Brasil, foram testadas as seguintes hipóteses (1) A diversidade α (taxonômica e funcional) deve ser menor em áreas com histórico de deslizamento: encontramos que o número de espécies que ocorre localmente (diversidade α -taxonômica) é negativamente afetado pela ocorrência de deslizamentos, mas a diversidade funcional (α -funcional) não foi alterada. Um fato importante a ser mencionado aqui é a

agregação filogenética que ocorreu em áreas de deslizamento, com predominância de espécies da família Melastomataceae; (2) A diversidade β -taxonômica deve ser mais alta em área de deslizamento: a substituição de espécies (diversidade β -taxonômica) não foi afetada pelo deslizamento; (3) A diversidade β -funcional deve ser menor nas áreas de deslizamento: a diversidade β -funcional aumentou significativamente nestes locais, possivelmente devido ao efeito estocástico; (4) As espécies que compõem as comunidades em áreas com histórico de deslizamento, deverão ter, em média, folhas menores e mais espessas, com menor área foliar específica (SLA), maior teor de matéria seca (LDMC) e mais pubescentes.

A diversidade funcional é explicada pelas mudanças nos estados de diferentes atributos foliares, principalmente a pubescência das folhas que aumenta significativamente em áreas perturbadas. Portanto, nossos resultados mostram evidências de que a ocorrência de deslizamentos é um fator positivo para diversidade funcional das comunidades vegetais, o que parece ser um mecanismo importante para explicar a ocorrência de comunidades altamente diversas, como as florestas tropicais. Por outro lado, as mudanças dos processos estocásticos das comunidades podem alterar a distribuição de atributos foliares ou as alterações da distribuição dos traços foliares refletem as mudanças dos processos estocásticos das comunidades, mesmo em escalas locais.

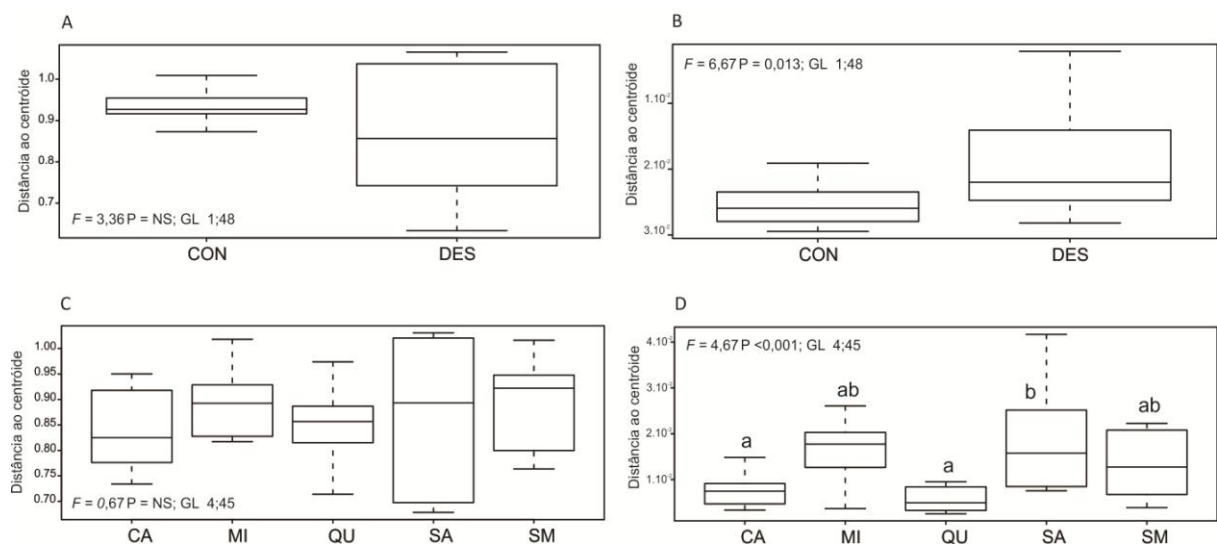


Figura 6 - Diversidade β -taxonômica (A e C) e β -funcional (B e D) entre condições (A e B) e localidades (C e D) em comunidades de plantas da Floresta Atlântica, sul do Brasil. Condições: CON - controle, DES – deslizamento; Localidades: CA - Capituvá, MI - Morro Inglês, QU - Quintilha, SA - Salto das Andorinhas, SM - Salto Morato.

A riqueza total de espécies foi similar entre as condições de deslizamento (140 espécies) e controle (141 espécies) e entre sítios (CA: 83 espécies, SM: 77, QU: 75, SA: 42; MI: 38). A área Capituva (CA) destacou-se em riqueza, principalmente devido à heterogeneidade ambiental entre as parcelas de deslizamento (devido aos efeitos diferenciais do deslocamento de solo), além de sinais de perturbação antrópica em algumas parcelas do controle. Associado a isso, as condições de deslizamento e os sítios de amostragem também não determinaram composições florísticas definidas, visto a ausência de grupamentos claros na PCoA. Portanto, cada sítio e condição apresentou uma composição florística distinta, o que pode ser atribuído à alta heterogeneidade ambiental que ocorre naturalmente em florestas de encosta (SANCHEZ *et al.*, 1999).

A ocorrência de deslizamentos determinou a distribuição dos atributos funcionais foliares avaliados, uma vez que houve uma clara separação entre condições na ordenação (PCoA). Áreas com histórico de deslizamento apresentaram comunidades com maior proporção de folhas com tricomas, margens não-inteiras, menores conteúdos de matéria seca (LMDC) e maior área por unidade de massa seca (SLA), atributos estes relacionados ao primeiro eixo da PCoA. No entanto, as diferenças entre condições foram também afetadas pela localidade, para a maioria dos atributos foliares (pubescência, SLA, LDMC, espessura, divisão do limbo e relação perímetro/área), exceto para área e margem foliar que não diferiram entre localidades ou condições. Maior pubescência foliar em áreas de ocorrência de deslizamento pode ser explicada pela maior exposição à luz nestes locais, selecionando a ocorrência de folhas com pilosidade. Tricomas atuam na diminuição da absorção de radiação de onda curta pelas folhas, evitando seu aquecimento excessivo (CORNELISSEN *et al.*, 2003), além de manterem umidade na superfície foliar e nos estômatos, ajudando a manter as trocas gasosas (GUTSCHIK, 1999). Além disso, os tricomas aprimoram a defesa da planta contra herbívoros (CARMONA *et al.*, 2011), já que a taxa de herbivoria em folhas jovens e espécies de início de sucessão é muito alta (GUTSCHIK, 1999; LIMA, 2005), tornando as plantas das áreas sujeitas a deslizamentos mais suscetíveis.

As áreas de deslizamento proporcionaram folhas com maior SLA e menor LDMC (embora efeitos das localidades também tenham sido observados). Essa relação inversa desses índices reflete um princípio fundamental do crescimento da planta, onde altos valores de SLA e baixos de LDMC estão ligados à rápida produção

de biomassa e baixos valores de SLA e altos de LDMC estão ligados a uma conservação eficaz dos nutrientes (GARNIER *et al.*, 2001). Espécies que colonizaram as áreas de deslizamento podem apresentar essa característica para acelerar seu crescimento e se estabelecer na comunidade. Um resultado interessante foi a ocorrência simultânea de folhas com maiores valores de SLA e a maior pubescência em áreas de deslizamento (especialmente em MI, SA e SM). Folhas com maiores SLA apresentam maiores teores de nitrogênio (CHAPIN, 1987), o que representa um atrativo a insetos herbívoros (COLEY *et al.*, 1996). Assim, a pubescência nesta situação pode estar associada à defesa da planta.

Estudos mostram que SLA está positivamente correlacionada à espessura foliar (REICH *et al.*, 1999), mas nossos resultados não corroboraram isso, pois os efeitos da localidade parecem ter mudado alguma tendência de associação (espessura foliar maior em MI - CON, SA- CON e SA - DES e menor em SM - CON). Limbos partidos foram menos frequentes em áreas de deslizamento (CA-DES e SA-DES), o que pode ser explicado pelo fato de que a maior exposição ao sol e maiores temperaturas destes locais favoreçam folhas inteiras, evitando a alta dissecação (GUTSCHIK *et al.*, 1999; ROYER *et al.*, 2009).

A razão perímetro/área foi menor em QU - CON e SM - DES. No trabalho de SACK e colaboradores (2003) e BALAGUER e colaboradores (2003), as razões perímetro/área das folhas de espécies intolerantes à sombra eram maiores do que as folhas de sombra, que tendem a ter uma camada limite mais fina ao longo da maior parte da lâmina, o que aumenta as trocas gasosas e de resfriamento por convecção a baixas velocidades do vento (SACK *et al.*, 2003). Mas essa tendência não foi observada em nossos resultados, porque área foliar não apresentou diferenças significativas entre localidades e/ou condições. Área foliar e tipo de margem foliar não diferiram entre localidades ou condições, indicando que estes atributos não foram filtrados pelas condições impostas pelos deslizamentos e pelas variações ambientais locais.

Em contraste com a diversidade taxonômica, a ocorrência de deslizamentos não afetou a diversidade α -funcional (e a equitatividade funcional), mas aumentou significativamente a diversidade β -funcional (especialmente nas localidades SA e MI), sugerindo que um conjunto de filtros ambientais, como exposição à luz, profundidade do solo e drenagem, gerados com a perturbação, esteja gerando divergência de atributos (e não convergência como previsto), resultando em maior diversidade

funcional (GRIME 2006), pelo menos na escala regional (diversidade β -funcional). Há vários fatores que podem gerar heterogeneidade ambiental em áreas de deslizamento. Por exemplo, o tamanho da clareira influencia na quantidade de luz recebida no solo, gerando zonas internas com diferenças microclimáticas, influenciando na estrutura das comunidades (BAZZAZ *et al.*, 1980; LIMA, 2005). Além disso, a remoção da vegetação e do solo gera gradientes horizontais complexos entre o substrato localizado à porção central da clareira de deslizamento e às bordas não perturbadas (BAZZAZ *et al.*, 1980; RESTREPO *et al.*, 2009). Também, estrutura da vegetação e as condições ambientais existentes previamente ao deslizamento (como por exemplo, indivíduos pré-estabelecidos, condições do substrato, manchas de espécies herbáceas), podem fazer com que a colonização se diferencie entre zonas (LIMA, 2005). Com isso, uma grande variação espacial e temporal de temperatura do ar e do solo, umidade, CO₂ e luz pode ser esperada entre dentro de uma mesma clareira de deslizamento (BAZZAZ *et al.*, 1980; LIMA, 2005), gerando heterogeneidade entre as áreas controle e com ocorrência de deslizamento, como também entre diferentes sítios. Com isso, as plantas diversificam seus estados de atributos, gerando maior diversidade β -funcional.

A heterogeneidade ambiental gerada por todos os fatores explicitados acima também podem ser a fonte de diferenciação entre localidades, apesar de não poder ser possível afirmar quais processos a causaram, pois além das variações ambientais, existe a diferenciação em relação ao tempo decorrido desde o início da sucessão de cada localidade. No caso da diversidade β -funcional, as duas localidades que apresentaram menores valores significativamente foram CA e QU, com 2 e 39 anos após a perturbação, respectivamente. Por CA se tratar de uma comunidade em estágio sucessional mais jovem, apresenta espécies mais similares quanto ao aproveitamento dos recursos, promovendo sua coexistência (KEDDY, 1992). No caso de QU, uma localidade com histórico de deslizamentos mais antigos, possivelmente já se apresenta num estágio mais avançado, mais parecido ao da área controle.

Perturbações naturais têm sido consistentemente apontadas como um dos mecanismos geradores e mantenedores da diversidade das florestas tropicais (DENSLOW, 1987; ATTIWILL, 1994; HUBBELL *et al.*, 1999; WALKER *et al.*, 2009). Nosso estudo mostrou que, para a região da Floresta Atlântica estudada, as perturbações causadas pelos deslizamentos de encostas são importantes principalmente para o aumento da diversidade funcional regional deste ecossistema.

A heterogeneidade ambiental existente entre áreas de deslizamento e ao longo do tempo (devido às mudanças sucessionais da comunidade) é importante para estruturar comunidades vegetais após um deslizamento (LIMA, 2005; VELÁZQUEZ *et al.*, 2008). Este parece ser o fator preponderante na divergência funcional das comunidades pós-distúrbio. Se há efeito da localidade e da condição sobre a diversidade funcional, há efeito de processos estocásticos ou de prioridade (efeitos locais) somados ao efeitos de processos determinísticos (perturbação) sobre os atributos funcionais.

5.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of *beta* diversity. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 683-693, 2006.

ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; VELLEND, M.; INOUE, B. D.; FREESTONE, A. L.; SANDERS, N. J.; CORNELL, H. V.; COMITA, L. S.; DAVIES, K. F.; HARRISON, S. P.; KRAFT, N. J. B.; STEGEN, J. C.; SWENSON, N. G. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, n. 1, p. 19-28, 2011.

BAZZAZ, F. A.; PICKETT, S. T. A. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 11, p. 287-310, 1980.

BAZZAZ, F. A. Habitat selection in plants. **American Naturalist**, v.137, p. S116-S130 (suplemento), 1991.

BLONDEL, J. Guilds or functional groups: does it matter? **Oikos**, v. 100, p. 223-231, 2003.

BLUM, C. **A Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Parque Nacional Saint-Hilaire/Lange, PR – Caracterização florística, fitossociológica e ambiental de um gradiente altitudinal**. 2006. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná.

BOTTA-DUKÁT, Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of vegetation science**, v. 16, p. 533-540, 2005.

CHANDY, S.; GIBSON, D. J.; ROBERTSON, P. A. Additive partitioning of diversity across hierarchical spatial scales in a forested landscape. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, p. 792-801, 2006.

CHAPIN, F. S.; BLOOM, A. J.; FIELD, C. B.; WARING, R. H. Plant responses to multiple environmental factors. **Bioscience**, v. 37, p. 49-57, 1987.

CHAPIN, F. S.; BRET-HARTE, M. S.; HOBBIE, S. E.; ZHONG, H. Plant functional types as predictors of transient responses of arctic vegetation to global change. **Journal of Vegetation Science**, v. 7, p. 347-358, 1996.

CARMONA, D.; LAJEUNESSE, M.J.; JOHNSON, M.T.J. Plant traits that predict resistance to herbivores. **Functional Ecology**, v. 25, p. 358-367, 2011.

CAVIGLIONE, J. H; KIIHL, L. R. B.; CARAMORI, P. H.; OLIVEIRA, D. **Cartas climáticas do Paraná**. IAPAR, 2000. Disponível em <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677>>. Acessado em julho de 2014.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 093-103, 2009.

COLEY, P. D.; BARONE, J. A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**, p. 305-335, 1996.

CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, v. 199, , p. 1302-1310, 1978.

CORNELISSEN J. H. C.; LAVOREL S.; GARNIER E.; DÍAZ S.; BUCHMANN N.; GURVICH D. E.; REICH P. B.; STEEGE H. TER; MORGAN H. D.; HEIJDEN M. G. A. VAN DER; PAUSAS J. G. ; POORTER H. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 51, p. 335-380, 2003.

CRIST, T. O.; VEECH, J. A. Additive partitioning of rarefaction curves and species–area relationships: unifying α -, β -and γ -diversity with sample size and habitat area. **Ecology Letters**, v. 9, p. 923-932, 2006.

DAVIES, T. J.; BARRACLOUGH, T. G.; SAVOLAINEN, V.; CHASE, M. W. Environmental causes for plant biodiversity gradients. **Philosophical Transactions of**

the Royal Society of London. **Series B: Biological Sciences**, v. 359, p. 1645-1656, 2004.

DEBASTIANI, V. J.; PILLAR, V. D. SYNCOSA—R tool for analysis of metacommunities based on functional traits and phylogeny of the community components. **Bioinformatics**, v. 28, p. 2067-2068, 2012.

DE BELLO, F.; THUILLER, W.; LEPS, J.; CHOLER, P.; CLEMENT, J. C.; MACEK, P.; SEBASTIA, M. T.; LAVOREL, S. Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait convergence and divergence. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, p. 475-486, 2009.

DENSLOW, J. S. Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. **Oecologia**, v. 46, p. 18-21, 1980.

DENSLOW, J. S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 431-451, 1987.

DÍAZ, S.; CABIDO, M.; ZAK, M.; MARTÍNEZ CARRETERO, E.; ARANÍBAR, J. Plant functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, p. 651-660, 1999.

DICKSON, T. L.; HOPWOOD, J. L.; WILSEY, B. J. Do priority effects benefit invasive plants more than native plants? An experiment with six grassland species. **Biological Invasions**, v. 14, p. 2617-2624, 2012.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; RANGEL, T. F.L.V.B.; HAWKINS, B. A. A test of multiple hypotheses for the species richness gradient of South American owls. **Oecologia**, v. 140, p. 633-638, 2004.

DOUMA, J. C.; AERTS, R.; WITTE, J. P. M.; BEKKER, R. M.; KUNZMANN, D.; METSELAAR, K.; VAN BODEGOM, P. M. A combination of functionally different plant

traits provides a means to quantitatively predict a broad range of species assemblages in NW Europe. **Ecography**, v. 35, p. 364-373, 2012.

FUKAMI, T.; MARTIJN BEZEMER, T.; MORTIMER, S. R; van der PUTTEN, W. H. Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly. **Ecology Letters**, v.8, p. 1283–1290, 2005

GARNIER, E.; SHIPLEY, B.; ROUMET, C.; LAURENT, G. A standardized protocol for the determination of specific leaf area and leaf dry matter content. **Functional Ecology**, v. 15, p. 688-695, 2001.

GASTON, K. J. **Global patterns in biodiversity**. *Nature*, v. 405, p. 220-227, 2000.

von GILLHAUSSEN P.; RASCHER, U.; JABLONOWSKI, N. D; PLÜCKERS, C.; BEIERKUHNLEIN, C.; TEMPERTON, V. M. Priority effects of time of arrival of plant functional groups override sowing interval or density effects: a grassland experiment. **PloS one**, v. 9, n. 1, p. e86906, 2014.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185-206, 2001.

GUTSCHICK, V. P. Biotic and abiotic consequences of differences in leaf structure. **New Phytologist**, v. 143, p. 3-18, 1999.

HARRIS, J. A.; HOBBS, J. R.; ARONSON, J. **Ecological Restoration and Global Climate**. *Restoration Ecology*, v. 14, p. 170-176, 2006.

HAWKINS, B.A.; FIELD, R.; CORNELL, H.V.; CURRIE, D.J.; GUÉGAN, JEAN-FRANÇOIS; KAUFMAN, D.M.; KERR, J.T.; MITTELBAACH, F.; OBERDORFF THIERRY; O'BRIEN, E.M.; PORTER, E.E.; TURNER, J.R.G. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology**, v. 84, p. 3105-3117, 2003.

HUBBELL, S. P. et al. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science**, v. 283, n. 5401, p. 554-557, 1999.

IAPAR. **Cartas climáticas básicas do Paraná**. Curitiba: Instituto Agrônômico do Paraná, p.1-41, 197.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Brasileiro da Vegetação Brasileira**. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais – Rio de Janeiro: IBGE, 92 p., 1992.

KOLEFF, P.; GASTON, K.J.; LENNON, J.J. Measuring *beta* diversity for presence absence data. **Journal of Animal Ecology** v. 72, p. 367–382, 2003.

KÖRNER, C.; STÖCKLIN, J.; REUTHER-THIÉBAUD, L.; PELAEZ-RIEDL, S. Small differences in arrival time influence composition and productivity of plant communities. **New Phytologist**, v. 177, p. 698-705, 2008.

LALIBERTÉ, E., LEGENDRE, P., SHIPLEY, B., & LALIBERTÉ, M. E. (2014). Package 'FD'.

LAVOREL, S.; MCINTYRE, S.; LANDSBERG, J.; FORBES, T.D.A. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Tree* 12, 474-478.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. L. 1998. Numerical ecology. **Second English Edition**. Amsterdam Elsevier Science, 1998.

LEGENDRE P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing *beta* diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological Monographs**. v. 75, p. 435 - 450, 2005.

DE LIMA, R A. F.. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, p. 651-670, 2005.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell, 256 p. 2004.

MARTÍNEZ-FERRI, E.; VALLADARES, F.; PÉREZ-CORONA, M. E.; BAQUEDANO, F. J.; CASTILLO, F. J.; MANRIQUE, E. Population divergence in the plasticity of the response of *Quercus coccifera* to the light environment. **Functional Ecology**, v. 15, p. 124-135, 2001.

MINEROPAR. **Mapeamento geológico e geotécnico da porção leste da Serra do Mar do Estado do Paraná**. Relatório Técnico da Minerais do Paraná S / A. 91p. 2011.

MOUCHET, M. A.; VILLEGGER, S.; MASON, N. W.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, p. 867-876, 2010.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

PILLAR, V. D.; DUARTE, L.S. A framework for metacommunity analysis of phylogenetic structure. **Ecology Letters**, v. 13, p. 587-596, 2010.

POORTER, L.; BONGERS, L.; BONGERS, F. Architecture of 54 moist-forest tree species: traits, trade-offs, and functional groups. **Ecology**, v. 87, p. 1289-1301, 2006.

PRADO, P. I.; LEWINSOHN, T. M.; CARMO, R. D.; HOGAN, D. H. Ordenação multivariada na ecologia e seu uso em ciências ambientais. **Ambiente & Sociedade**, v. 10, p. 1-15, 2002.

REICH, P. B.; ELLSWORTH, D. S.; WALTERS, M. B.; VOSE, J. M.; GRESHAM, C.; VOLIN, J. C.; BOWMAN, W. D. Generality of leaf trait relationships: a test across six biomes. **Ecology**, v. 80, p. 1955-1969, 1999.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RICOTTA, C. Through the jungle of biological diversity. **Acta biotheoretica**, v. 53, p. 29-38, 2005.

ROYER, D. L.; KOOYMAN, R. M.; LITTLE, S. A.; WILF, P. Ecology of leaf teeth: a multi-site analysis from an Australian subtropical rainforest. **American Journal of Botany**, v. 96, p. 738-750, 2009.

SACK, L.; COWAN, P. D.; JAIKUMAR, N.; HOLBROOK, N. M. The 'hydrology' of leaves: co-ordination of structure and function in temperate woody species. **Plant, Cell & Environment**, v. 26, p. 1343-1356, 2003.

SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; LEITÃO-FILHO, H. D. F.; CESAR, O. Composição florística de um trecho de floresta ripária na Mata Atlântica em Picinguaba, Ubatuba, SP. **Brazilian Journal of Botany**, v. 22, p. 31-42, 1999.

SANTOS, L. J. C.; OKA-FIORI, C.; CANALI, N. E.; FIORI, A. P.; SILVEIRA, C. T. D.; SILVA, J. M. F. D.; ROSS, J. L. S. Mapeamento geomorfológico do Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 7, p. 03 -12, 2010.

TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. **Assembly Rules and Restoration Ecology**. Island Press, Washington, DC, p. 34-54, 2004.

VALLADARES, F.; NIINEMETS, Ü. The architecture of plant crowns: from design rules to light capture and performance. In: PUGNAIRE, F. I.; VALLADARES, F. **Handbook of functional plant ecology**, 2 edição, CRC Press, Boca Raton, 2007, p. 101-149.

VALLADARES, F.; NIINEMETS, Ü. Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 39, p. 237 - 257, 2008.

VELÁZQUEZ, E.; GÓMEZ-SAL, A. Landslide early succession in a neotropical dry forest. **Plant Ecology**, v. 199, p. 295-308, 2008.

VILLÉGER, S.; MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290-2301, 2008.

WHITTAKER, R. H.. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279-338, 1960.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, p. 213-251, 1972.

WRIGHT, J. S. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v. 130, p. 1-14, 2002.

Família / Espécie	Localidades									
	MI		SM		SA		QU		CA	
	CON	DES	CON	DES	CON	DES	CON	DES	CON	DES
<i>Pausandra morisiana</i> (Casar.) Radlk.	1						3	2		
<i>Pausandra</i> sp.	2									
Fabaceae										
<i>Dalbergia</i> sp.							1			
<i>Enterolobium</i> sp.								1		
Indeterminada 1			1				2			
Indeterminada 2						4				
Indeterminada 3								1		
Indeterminada 4				1						
<i>Inga marginata</i> Willd.								1		
<i>Inga</i> sp.				2						
<i>Lonchocarpus</i> sp. 1					1					
<i>Lonchocarpus</i> sp. 2						1				
<i>Machaerium</i> sp.							1			
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby										1
<i>Senna</i> sp.						1				
Flacourtiaceae										
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1				4			1	5	2
Lauraceae										
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.							2		1	1
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez							2			
<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez										1
Indeterminada 1		1					2	1		
Indeterminada 2							1	2		
Indeterminada 3			1					2		
Indeterminada 4					1					
Indeterminada 5		2								
Loganiaceae										
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.							1			
Melastomataceae										
<i>Leandra dasytricha</i> (A.Gray) Cogn.		2	1	15		1	2			4
<i>Leandra</i> sp. 1		1								
<i>Leandra</i> sp. 2				1						
<i>Leandra</i> sp. 3				2						
<i>Leandra</i> sp. 4		1		2						
<i>Leandra</i> sp. 5		1								
<i>Leandra</i> sp. 6		1								
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne				1						

Família / Espécie	Localidades									
	MI		SM		SA		QU		CA	
	CON	DES	CON	DES	CON	DES	CON	DES	CON	DES
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin		19		12		14	1			6
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne			1							
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin			2	1			1			1
<i>Miconia</i> sp.				2						
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.		5		27		24				10
Meliaceae										
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl					1		2	2	1	1
<i>Trichilia</i> sp. 1					1					
<i>Trichilia</i> sp. 2							2			
<i>Trichilia</i> sp. 3				1						
Monimiaceae										
<i>Mollinedia</i> sp. 1			1				9	4		
<i>Mollinedia</i> sp. 2		1					5	1		
<i>Mollinedia</i> sp. 3									1	
Moraceae										
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer	3	2			1				1	
Myristicaceae										
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott) Warb.					1			2	1	
Myrsinaceae										
<i>Cybianthus peruvianus</i> (A. DC.) Miq.				1						
Myrtaceae										
<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand									1	
<i>Eugenia</i> sp.								2		
Indeterminado 01				1	2					
Indeterminado 02								1		
Indeterminado 03			2							
Indeterminado 04							1	2		
Indeterminado 05	1				1		1	1		
Indeterminado 06	4									
Indeterminado 07	2							2	1	
Indeterminado 08	1		1	1						
Indeterminado 09				2						
Indeterminado 10	2			1				3		
Indeterminado 11				2				1		
Indeterminado 12				1						
Indeterminado 13	1									
Indeterminado 14	1						1			

Família / Espécie	Localidades									
	MI		SM		SA		QU		CA	
	CON	DES	CON	DES	CON	DES	CON	DES	CON	DES
Indeterminado 15				2						
Indeterminado 16	1				1					
Indeterminado 17								1		
Indeterminado 18								1		
Indeterminado 19				1						
Indeterminado 20			1							
Indeterminado 21				1						
Indeterminado 22					1					
Indeterminado 23			1							
Indeterminado 24			1							
Indeterminado 25			1							
Indeterminado 26									3	
Indeterminado 27										1
Indeterminado 28										2
<i>Marlierea obscura</i> O.Berg				1						
<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.					1		3	1		
<i>Myrcia</i> sp. 1					3					
<i>Myrcia</i> sp. 2								1		
<i>Myrcia</i> sp. 3								4		
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.					1		2	1	1	
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	1	1	2	1	5		4	9	5	
Nyctaginaceae										
<i>Guapira opposita</i> (Vel.) Reitz				1			3		1	2
<i>Neea</i> sp.								1		
Ochnaceae										
<i>Ouratea parviflora</i> (DC.) Baill.					1				9	
Phyllanthaceae										
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão		2		1						
Piperaceae										
Indeterminada					1					
<i>Piper aduncum</i> L.							7	1		
<i>Piper dilatatum</i> Rich.		1			3		1			
<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth							1			
<i>Piper</i> sp. 1	1									
<i>Piper</i> sp. 2					1					
<i>Piper</i> sp. 3				3						
<i>Piper</i> sp. 4				4						
<i>Piper</i> sp. 5				1						
Polygonaceae										
<i>Coccoloba cordata</i> Cham.						1				

Família / Espécie	Localidades									
	MI		SM		SA		QU		CA	
	CON	DES	CON	DES	CON	DES	CON	DES	CON	DES
Primulaceae										
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.		7		2						
Quiinaceae										
<i>Quiina glaziovii</i> Engl.									1	
Rubiaceae										
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.							1	1	3	1
<i>Psychotria</i> sp. 25									10	
<i>Psychotria</i> sp. 24									9	1
<i>Psychotria</i> sp. 23			2						1	
<i>Psychotria</i> sp. 22									11	3
<i>Psychotria</i> sp. 21										5
<i>Psychotria</i> sp. 20									10	2
<i>Psychotria</i> sp. 19			4						4	3
<i>Psychotria</i> sp. 18								1		
<i>Psychotria</i> sp. 17							1			
<i>Psychotria</i> sp. 16							1			
<i>Psychotria</i> sp. 15				1						
<i>Psychotria</i> sp. 14					1					
<i>Psychotria</i> sp. 13					1			2		
<i>Psychotria</i> sp. 12	3							1		
<i>Psychotria</i> sp. 11			1	1				2		
<i>Psychotria</i> sp. 10	4									
<i>Psychotria</i> sp. 09				2	3		1		4	
<i>Psychotria</i> sp. 08			2	1	1		1	3		
<i>Psychotria</i> sp. 07				4						
<i>Psychotria</i> sp. 06	2			2						
<i>Psychotria</i> sp. 05					2			4		
<i>Psychotria</i> sp. 04	7			1	6		2	1		
<i>Psychotria</i> sp. 03							1			
<i>Psychotria</i> sp. 02							5			
<i>Psychotria</i> sp. 01			1							
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.				1				3		
Indeterminada 01									2	
Indeterminada 02									2	2
Indeterminada 03									2	
Indeterminada 04			1							
Indeterminada 05			1	1						
Indeterminada 06			1					1	1	1
Indeterminada 07					1					
Indeterminada 08								1		
Indeterminada 09					1					

Família / Espécie	Localidades									
	MI		SM		SA		QU		CA	
	CON	DES	CON	DES	CON	DES	CON	DES	CON	DES
Indeterminada 11									1	
Indeterminada 12									1	
Indeterminada 13									1	
Indeterminada 14									1	1
Indeterminada 15			1						2	
Indeterminada 16									2	1
Indeterminada 17										4
Indeterminada 18									1	2
Indeterminada 19									1	
Indeterminada 20									1	1
Indeterminada 21									1	
Indeterminada 22									1	
Indeterminada 23									1	
Indeterminada 24										1
Indeterminada 25									1	
Indeterminada 26			1						1	
Indeterminada 27									1	
Indeterminada 28									1	
Indeterminada 29									7	
Indeterminada 30										3
Indeterminada 31									5	
Indeterminada 32			1						2	
Indeterminada 33			1							
Indeterminada 34									1	
Indeterminada 35										1
Indeterminada 36									1	2
Indeterminada 37									17	4
Indeterminada 38										1
Indeterminada 39			1							
Indeterminada 40							1		1	
Indeterminada 41									1	
Indeterminada 42									1	
Indeterminada 43									1	
Indeterminada 44		1								
ABUNDÂNCIA TOTAL	42	55	49	123	49	55	99	83	163	87
RIQUEZA TOTAL	22	21	35	50	30	13	49	48	61	41